FERTILIDADE DO SOLO

FERTILIDADE DO SOLO

EDITORES

Roberto Ferreira Novais
Víctor Hugo Alvarez V.
Nairam Félix de Barros
Renildes Lúcio F. Fontes
Reinaldo Bertola Cantarutti
Júlio César Lima Neves

1ª Edição

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO
Viçosa - Minas Gerais
2007

Copyright © 2007

Edição: 2007 - 1ª Reimpressão: 2007 - 2ª Reimpressão: 2008

Não é permitida a reprodução total ou parcial desta publicação sem a permissão expressa da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

EDITORES

Roberto Ferreira Novais, Víctor Hugo Alvarez V., Nairam Félix de Barros, Renildes Lúcio F. Fontes, Reinaldo Bertola Cantarutti e Júlio César Lima Neves

CAPA
(Layout)

Manuela Vieira Novais

CAPA
(Arte)

José Roberto de Freitas

REVISÃO

Maria da Glória T. Ignácio
Maria Aparecida Soares

DIAGRAMAÇÃO

José Roberto de Freitas

FOTOS DA CAPA

Gentilmente cedidas pelos Engenheiros-Agrônomos Orlando Carlos Martins e Rodrigo de Oliveira Lima (foto da última capa – Campo-Cerrado – e algodoeiro na primeira capa) e pela Fundação MT (foto de soja em plantio direto na primeira capa).

Ficha Catalográfica preparada pela Seção de Catalogação da Biblioteca Central da UFV

F411
2007

Fertilidade do solo / editores Roberto Ferreira Novais... [et al.]. - Viçosa, MG; Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007.
[viii], 1017p. : il. (algumas col.); 26 cm

Inclui bibliografia
ISBN 978-85-86504-08-2

1. Fertilidade do solo. 2. Nutrientes. 3. Plantas e solo. I. Novais, Roberto Ferreira de. II. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

CDD 22.ed. 631.422

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
Tel.: (0XX) 31 3899-2471
E-mail: sbcs@ufv.br
http:\\www.sbcs.org.br

9 788586 504082

PREFÁCIO

Esta publicação constitui um marco divisório da evolução do ensino e aplicabilidade da fertilidade do solo no processo produtivo da agricultura brasileira.

Embora o nosso País ocupe um lugar de destaque no desenvolvimento de pesquisas envolvendo o manejo da fertilidade nos solos das regiões tropicais e na geração de tecnologias avançadas nessa área do conhecimento, com grande número de publicações de autores brasileiros, em geral, a abordagem era feita, na maioria dos casos, de forma fragmentada. Isso obrigava o estudante, tanto de graduação como de pós-graduação, além de outros técnicos que fazem uso dessa área do conhecimento, a recorrer a várias publicações, se quisessem ter acesso a informações mais completas e abrangentes sobre o assunto.

O grande mérito deste livro, Fertilidade do Solo, que é parte da série de livros didáticos que está sendo publicada pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS), é apresentar, em uma única publicação, o vasto conhecimento gerado nas últimas décadas neste segmento envolvendo os conceitos básicos, as técnicas de diagnose, as interpretações dos resultados dessa diagnose até os critérios adequados de recomendação de corretivos e fertilizantes para a correção dos possíveis problemas para as mais diversas condições de solos, climas e culturas brasileiras.

Abrangendo dezoito capítulos, elaborados por renomados professores e pesquisadores brasileiros, num total de 1017 páginas, este livro trata, no capítulo I, de uma descrição das inter-relações fertilidade do solo e produtividade agrícola, com ênfase em aspectos históricos de sua evolução no mundo e fatos marcantes no Brasil. Os capítulos II, III e IV envolvem uma discussão sobre fatores de crescimento das plantas, elementos requeridos à nutrição de plantas e relação solo-planta, que são princípios básicos indispensáveis para o conhecimento da fertilidade do solo no seu sentido mais amplo. Nos capítulos V a XI, são apresentados aspectos básicos e aplicados sobre acidez do solo e sua correção, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre e micronutrientes, que abrangem desde aspectos básicos para fixação dos conceitos até o uso e manejo correto de corretivos e fertilizantes. Os capítulos XII a XIV abordam a discussão sobre produção, características e propriedades dos fertilizantes, avaliação da fertilidade do solo, recomendação e manejo da adubação (modos de aplicação, localização e época), dentre outros tópicos. Os capítulos XV a XVIII abrangem a fertilidade do solo e seu manejo para condições bem específicas, envolvendo esses aspectos em sistema plantio direto, em solos afetados por sais e em áreas degradas, sistemas esses que, por suas peculiaridades, merecem tratamento especial. Finalmente, o capítulo XVIII trata da fertilidade e sustentabilidade da atividade agrícola, com ênfase para solos tropicais, naturalmente inférteis.

Temos certeza de que os conhecimentos contidos nesta publicação irão contribuir, de maneira marcante, para a consolidação do Brasil como grande potência mundial na produção de alimentos, agroenergia e outros produtos do campo, pelo aumento da produção e da produtividade agrícolas de forma mais econômica, sustentável e socialmente responsável.

Cabe destacar o grande esforço dos autores dos diversos capítulos e, em especial, o incansável trabalho de coordenação e editoração deste livro, equipe liderada pelo Professor Roberto Ferreira de Novais, da Universidade Federal de Viçosa, Editor Chefe da Revista Brasileira de Ciência do Solo, que, com abnegação, desprendimento e espírito crítico, conseguiu levar a bom termo esta obra de relevante importância para o contexto acadêmico e para o agronegócio brasileiro.

Alfredo Scheid Lopes

Engenheiro-Agrônomo, MS, PhD.
Professor Emérito da Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.
Consultor Técnico da Associação Nacional para Difusão de Adubos, São Paulo, SP.

ascheidl@ufla.br

ISBN 978-85-86504-08-2

FERTILIDADE DO SOLO

JULHO, 2007

CONTEÚDO

PREFÁCIO v

I - FERTILIDADE DO SOLO E PRODUTIVIDADE AGRÍCOLA
Alfredo Scheid Lopes & Luiz Roberto Guimarães Guilherme 1

II - FATORES QUE INFLUENCIAM O CRESCIMENTO E O DESENVOLVIMENTO DAS PLANTAS
Egon J. Meurer 65

III - ELEMENTOS REQUERIDOS À NUTRIÇÃO DE PLANTAS
Antonio Roque Dechen & Gilmar Ribeiro Nachtigall 91

IV - RELAÇÃO SOLO-PLANTA
Roberto Ferreira Novais & Jaime Wilson Vargas de Mello 133

V - ACIDEZ DO SOLO E SUA CORREÇÃO
Djalma Martinhão Gomes de Sousa, Leo Nobre de Miranda & Sebastião Alberto de Oliveira 205

VI - MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO
Ivo Ribeiro da Silva & Eduardo de Sá Mendonça 275

VII - NITROGÊNIO
Heitor Cantarella 375

VIII - FÓSFORO
Roberto Ferreira Novais, T. Jot Smyth & Flancer Novais Nunes 471

IX - POTÁSSIO
Paulo Roberto Ernani, Jaime Antônio de Almeida & Flávia Cristina dos Santos 551

X - ENXOFRE
Víctor Hugo Alvarez V., Renato Roscoe, Carlos Hissao Kurihara & Nilza de Fátima Pereira 595

XI - MICRONUTRIENTES
Cleide Aparecida de Abreu, Alfredo Scheid Lopes & Gláucia Cecília Gabrielli dos Santos 645

XII - FERTILIZANTES
José Carlos Alcarde 737

XIII – AVALIAÇÃO DA FERTILIDADE DO SOLO E RECOMENDAÇÃO DE FERTILIZANTES
Reinaldo Bertola Cantarutti, Nairam Félix de Barros, Hermínia Emilia Prieto & Roberto Ferreira Novais 769

XIV – MANEJO DA ADUBAÇÃO
Carlos Alberto Ceretta, Leandro Souza da Silva & Aurélio Pavinato 851

XV - FERTILIDADE DO SOLO E SEU MANEJO EM SISTEMA PLANTIO DIRETO
Ibanor Anghinoni 873

XVI - FERTILIDADE DO SOLO E SEU MANEJO EM SOLOS AFETADOS POR SAIS
Maria Betânia Galvão dos Santos Freire & Fernando José Freire 929

XVII - FERTILIDADE DO SOLO E SEU MANEJO EM ÁREAS DEGRADADAS
Luiz Eduardo Dias, Avílio Antônio Franco & Eduardo Francia Carneiro Campello 955

XVIII - FERTILIDADE DO SOLO E SUSTENTABILIDADE DA ATIVIDADE AGRÍCOLA
Wenceslau J. Goedert & Sebastião Alberto de Oliveira 991

I – FERTILIDADE DO SOLO E PRODUTIVIDADE AGRÍCOLA

Alfredo Scheid Lopes[1/] & Luiz Roberto Guimarães Guilherme[1/]

[1/] Departamento de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras – UFLA.
Caixa Postal 37, CEP 37200-00 Lavras (MG).
ascheidl@ufla.br; guilherm@ufla.br

Conteúdo

INTRODUÇÃO 2
HISTÓRICO 3
Relatos Antigos 3
Fertilidade do Solo nos Primeiros 18 Séculos da Era Cristã 7
Progresso durante o Século 19 11
Desenvolvimento da Fertilidade do Solo nos Estados Unidos 15
Olhando para o Século 21 17
Fatos Marcantes da Evolução da Fertilidade do Solo no Brasil 19
Trabalhos Pioneiros em Fertilidade do Solo e Adubação 20
Programa do IRI 25
Projeto FAO/ANDA/ABCAR 27
Operação Tatu 28
International Soil Fertility Evaluation and Improvement Project 30
Tropical Soils Research Project 31
Programas Interlaboratoriais de Controle de Qualidade de Análises de Solos 32
Programa Interlaboratorial de Análise de Tecido Vegetal 33
Recomendações Oficiais de Corretivos e Fertilizantes 33
Comitê de Qualidade da ANDA 34
Plano Nacional de Fertilizantes e Calcário Agrícola – PNFCA 35
Gesso Agrícola – Uma Descoberta Casual 36
Método de Extração de Nutrientes com Resina de Troca Iônica 37
Método de Saturação por Bases 38
Evolução das Análises de Micronutrientes nos Solos 38
Fixação Biológica de Nitrogênio 40

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

MANEJO DA FERTILIDADE DO SOLO NO CONTEXTO ATUAL E FUTURO DA AGRICULTURA BRASILEIRA 42
Causas da Baixa Fertilidade dos Solos 42
Importância do Solo nos Ecossistemas 42
Solo Fértil e Solo Produtivo 43
Baixa Fertilidade: Natural ou Não? 43
Preservar a Matéria Orgânica do Solo é Fundamental 45
Produtividade Agrícola Brasileira, Fertilidade do Solo e Uso Eficiente de Corretivos e Fertilizantes 46
Impacto do Manejo da Fertilidade do Solo e do Uso Eficiente de Corretivos e Fertilizantes nas Lavouras 46
Perspectivas 54
CONSIDERAÇÕES FINAIS 57
NOTA DOs EDITORes 60
LITERATURA CITADA 61

INTRODUÇÃO

A agricultura brasileira experimentou grande desenvolvimento durante os últimos 100 anos, obtendo aumentos significativos na produtividade de grande número de culturas, notadamente nas últimas três décadas. Isto deveu-se a inovações tecnológicas resultantes de inúmeras pesquisas e da difusão do uso dessas técnicas.

Um dos componentes mais importantes para esse desenvolvimento da agricultura, principalmente no que diz respeito ao aumento da produtividade agrícola, sem esquecer os outros fatores de produção, foi a pesquisa em fertilidade do solo e as inovações científicas e tecnológicas que permitiram o uso eficiente de corretivos e de fertilizantes na agricultura brasileira. Segundo dados da FAO, cada tonelada de fertilizante mineral aplicado em um hectare, de acordo com princípios que permitam sua máxima eficiência, equivale à produção de quatro novos hectares sem adubação. É, portanto, indissociável a estreita inter-relação entre fertilidade do solo e produtividade agrícola.

Embora a disciplina Fertilidade do Solo, como parte das ciências agrárias e afins, seja relativamente recente nas escolas e universidades, é cada vez mais acentuada a importância que essa tem para a segurança alimentar no Brasil e no Mundo. Entretanto, estudantes dessa disciplina geralmente desconhecem relatos pertinentes às observações práticas, aos trabalhos de pesquisa e a outros fatos importantes que, pela sua evolução através dos tempos, permitiram que se alcançasse o patamar de conhecimento em que nos situamos hoje, no Mundo e no Brasil. Esses aspectos são abordados nos primeiros tópicos deste capítulo.

Discute-se, a seguir, o manejo da fertilidade do solo no contexto atual e futuro da agricultura brasileira, com enfoque para as causas da baixa fertilidade dos solos, a produtividade agrícola brasileira e o uso eficiente de corretivos e de fertilizantes e as perspectivas quanto a fatores que nos permitem antever um papel de destaque para o Brasil, diante da crescente demanda por alimentos e energia no mundo.

Finalmente, como considerações finais, são mostrados três exemplos de como o crescimento sustentável da produtividade agrícola brasileira transcende os seus efeitos apenas no campo, tendo, também, profundas implicações na preservação ambiental e no desenvolvimento econômico e social.

HISTÓRICO

O período do desenvolvimento da espécie humana, durante o qual o homem iniciou o cultivo das plantas, marca o nascimento da agricultura. A época exata em que isso aconteceu não é conhecida, mas certamente foi há milhares de anos antes de Cristo. Até então, o ser humano tinha hábitos nômades e vivia quase que exclusivamente da caça e colheita para a obtenção de seus alimentos.

Com o passar do tempo, o homem foi se tornando menos nômade e mais e mais dependente da terra em que vivia. Famílias, clãs e vilas se desenvolveram e, com isto, o desenvolvimento da habilidade de produzir, ou seja, surgiu a agricultura.

O que deve ser destacado é que desde a pré-história, então, quando o homem deixou as atividades nômades – quando se alimentava de produtos de colheita e da caça – e passou a se estabelecer em áreas mais definidas, a fertilidade do solo e a produtividade das culturas passaram a interagir mais ou menos profundamente.

Um dos capítulos mais concisos e objetivos sobre o passado e o presente da fertilidade do solo no Mundo é o escrito por Tisdale et al. (1990), no livro *Soil Fertility and Fertilizers*[1]. Os primeiros cinco tópicos, a seguir, constituem uma tradução dessa literatura, acrescidos de outros pontos históricos relevantes descritos por outros autores. Na seqüência, são apresentados alguns fatos marcantes da história da fertilidade do solo no Brasil.

Relatos Antigos

Uma das regiões do mundo onde existem evidências de civilizações muito primitivas é a Mesopotâmia, situada entre os rios Tigre e Eufrates, onde se localiza atualmente o Iraque. Documentos escritos em 2500 aC mencionam, pela primeira vez, a fertilidade da terra e sua relação com a produtividade de cevada em algumas áreas, em que uma unidade de semente plantada levou a uma colheita de 86 a 300 unidades.

Cerca de 2000 anos mais tarde, o historiador grego Heródoto relata suas viagens pela Mesopotâmia e menciona produtividades excepcionais obtidas pelos habitantes da região. As altas produtividades eram, provavelmente, resultado de avançados sistemas de irrigação e solos com alta fertilidade, fertilidade esta atribuída, em parte, às enchentes anuais dos rios. Teofrasto foi outro que deixou relatos cerca de 300 aC sobre a riqueza dos aluviões do rio Tigre, mencionando que a água era deixada o maior tempo possível de modo a permitir que uma grande quantidade de silte fosse depositada.

---

[1] Estes tópicos são transcritos com a permissão de um dos autores que sobrevive aos demais, Dr. James D. Beaton.

Com o passar do tempo, o homem observou que certos solos não iriam produzir satisfatoriamente quando cultivados continuamente. A prática de adicionar estercos de animais ou restos de vegetais ao solo, para restaurar sua fertilidade, provavelmente foi decorrente dessas observações, mas não se sabe como e quando a adubação realmente começou. A mitologia grega, entretanto, oferece uma explicação pitoresca: Augeas, um lendário rei de Elis, era famoso por seu estábulo, que tinha 3.000 cabeças de bovinos. Este estábulo não havia sido limpo por 30 anos e o rei contratou Hércules para limpá-lo, concordando em dar-lhe 10 % do seu rebanho em pagamento. Diz-se que Hércules fez o seu trabalho, fazendo passar pelo estábulo o Rio Alpheus, removendo os detritos e presumivelmente fazendo com que estes ficassem depositados nas terras adjacentes. O rei Augeas se recusou a pagar o prometido seguindo-se uma guerra em que Hércules matou o rei.

Mesmo no épico poema grego a Odisséia, atribuído ao poeta grego cego Homero, que se acredita ter vivido entre 900 e 700 aC, é mencionada a aplicação de estercos em videiras, pelo pai de Odisseu. Também é mencionado um monte de esterco, fato que sugere uma sistemática coleta e armazenamento deste material. Argos, o fiel cão de caça de Odisseu, é descrito como estando em cima de tal monte de esterco quando o seu dono voltou depois de uma ausência de 20 anos. Esses escritos sugerem que o uso de estercos era uma prática agrícola na Grécia, nove séculos antes de Cristo.

Xenofonte, que viveu entre 434 e 355 aC, observou que

> *"o estado tinha ido às ruínas"* por que *"alguém não sabia que era importante aplicar esterco à terra"*. E outra vez escreveu, *"... não existe nada tão bom como o esterco"*.

Teofrasto (372–287 aC) recomendava o uso abundante de estercos nos solos rasos, mas sugeria que solos ricos fossem menos adubados. Ele também endossava a prática hoje considerada boa – o uso de camas (palhas) dos estábulos. Ele mencionava que isso iria conservar a urina e as fezes e que o valor do húmus do esterco seria aumentado. É interessante notar que Teofrasto sugeriu que plantas com maior exigência de nutrientes também teriam alto requerimento de água.

As áreas de plantio de verduras e de oliveiras ao redor de Atenas eram enriquecidas com esgoto da cidade. Um sistema de canais foi usado e existem evidências de utilização de um sistema para regulagem do fluxo. Acredita-se que o esgoto era vendido aos agricultores. Os antigos também adubavam suas videiras e arvoredos com água que continha esterco dissolvido.

Estercos foram classificados de acordo com sua riqueza e concentração. Teofrasto, por exemplo, listou-os na seguinte ordem decrescente de valor: humano, suínos, cabritos, ovelhas, bovinos e eqüinos. Mais tarde, Varro, num dos primeiros escritos sobre a agricultura romana, desenvolveu uma lista semelhante, mas classificou estercos de pássaros e de outras aves como superiores aos excrementos humanos. Columelo recomendava que se alimentasse o gado com alfafa (lucerne) porque ele acreditava que isso iria enriquecer o esterco.

Os antigos não apenas reconheciam os méritos do esterco, mas também observavam o efeito que os corpos mortos tinham sobre o aumento do crescimento das culturas. Arquiloco fez essa observação ao redor de 700 aC, e as citações do Velho Testamento são até anteriores a isso. No Deuteronômio, é mencionado que o sangue de animais deveria ser espalhado no solo. O aumento da fertilidade da terra que recebeu corpos mortos tem sido reconhecido através dos anos, mas provavelmente de uma forma mais poética por Omar Khayyam, o poeta-astrônomo da Pérsia, que, ao redor do fim do século onze, escreveu:

Eu às vezes penso que nunca floresce tão vermelha
A rosa como onde algum César enterrado sangrou;
Que cada jacinto que brota no jardim
Caído em seu regaço de alguma vez cabeça encantadora.
E esta deliciosa planta cujo verde tenro
Empluma a orla do rio na qual nós repousamos
Ah! Repousemos sobre ela suavemente! Pois quem sabe
Da beleza de quem está enterrado sob essas plantas.

O valor dos adubos verdes, particularmente das leguminosas, foi logo reconhecido. Teofrasto observou que um tipo de feijão (*Vicia fava*) era incorporado pela aração por agricultores da Tessália e Macedônia. Verificou que, mesmo quando densamente semeada e quando grandes quantidades de sementes eram produzidas, a cultura enriquecia o solo.

Segundo Catão (234–149 aC), áreas pobres com videiras deveriam ser plantadas com cultura intercalar de *Acinum*. Não se sabe que cultura é essa, mas sabe-se que ela não era deixada até produzir sementes, inferindo-se que ela seria incorporada ao solo. Ele afirmava ainda que as melhores leguminosas para enriquecer o solo eram: feijão, trevo lupino e ervilhaca.

O trevo lupino era muito popular entre os povos antigos. Columelo listou numerosas leguminosas, incluindo tremoço (*Lupinus* sp.), ervilhaca, lentilha, ervilha, trevo e alfafa, que eram adequados para a melhoria do solo. Muitos dos escribas da época concordavam, entretanto, que o trevo lupino era o melhor como adubo verde porque crescia bem sob grande variedade de condições do solo, fornecia alimento para o homem e para os animais, era fácil de semear e crescia com rapidez.

Virgílio (70–19 aC) recomendava o uso de leguminosas, como é indicado na passagem seguinte:

> *"ou, mudando a estação, você semeará o trigo amarelo, onde antes você tinha colhido grãos de leguminosas com ferrugem nas vagens, ervilhaca e lupino amargo de talos frágeis ou arvoredos praguejados".*

O uso do que é agora chamado de corretivos e fertilizantes minerais não era totalmente desconhecido das antigas civilizações. Teofrasto sugeria a mistura de diferentes solos com a finalidade de "corrigir defeitos e adicionar força ao solo". Esta prática pode ter sido benéfica sob vários aspectos. A adição de solo fértil sobre um solo infértil poderia levar

ao aumento da fertilidade do solo e a prática de misturar um solo com o outro poderia, também, promover melhor inoculação das sementes de leguminosas em alguns campos. A mistura de um solo mais arenoso com um mais argiloso, ou vice-versa, poderia melhorar as relações de umidade e arejamento nos solos dos campos que recebiam esse tratamento.

O valor das margas (misturas de argila e calcários) também era conhecido. Os primitivos habitantes de Aegina escavavam as margas e as aplicavam nas suas terras. Os romanos, que aprenderam esta prática dos gregos e gauleses, chegaram a classificar os vários materiais calcários e recomendavam que um tipo fosse aplicado às lavouras produtoras de grãos e outro às pastagens. Plínio (62–113 dC) afirmava que o calcário deveria ser espalhado para formar uma fina camada sob o terreno e que um tratamento era "suficiente por vários anos, mas não por 50". Columelo também recomendava a distribuição das margas em um solo pedregoso e a mistura de cascalho com solos ricos em carbonato de Ca e densos.

A Bíblia menciona o valor das cinzas de madeira em referência à queima de roseiras selvagens e arbustos pelos judeus, e Xenofonte e Virgílio reportam a queima de restolhos para limpar os campos e destruir as ervas daninhas. Catão aconselhava um proprietário de videiras a queimar os restos da poda no local e enterrar as cinzas para enriquecer o solo. Plínio afirmava que o uso de calcário queimado nos fornos era excelente para as oliveiras, e alguns agricultores queimavam o esterco e aplicavam as cinzas em seus campos. Columelo também sugeriu a distribuição de cinzas ou calcário em solos de baixada para "destruir" a acidez.

Salitre ou nitrato de K foi mencionado por Teofrasto e Plínio como conveniente para adubar as plantas e isso é mencionado na Bíblia, no livro de Lucas. Salmoura foi mencionada por Teofrasto. Aparentemente, reconhecendo que palmáceas necessitam de grandes quantidades de sal, os primeiros agricultores aplicavam salmouras nas raízes de suas árvores.

Virgílio escreveu sobre a característica hoje conhecida como densidade do solo. Seu conselho em como determinar essa propriedade era:

> *... primeiro, você deve marcar um lugar e fazer um buraco profundo no terreno sólido, e, a seguir, retornar toda a terra para o seu lugar, nivelando com seu pé a parte de cima. Se for possível nivelar ou ainda houver espaço no buraco, o solo é solto e mais adequado para o gado e videiras generosas; mas se não houver a possibilidade de voltar todo o material para seu lugar, e sobrar terra após o buraco ter sido preenchido, trata-se de um solo denso; espere torrões de terra resistentes e entresulcos rijos, e dê a primeira aradura à terra com touros robustos castrados.*

Virgílio descreve outro método que poderia ser considerado hoje o protótipo de uma análise de solo:

> *... mas, o solo salgado, e com acentuado sabor amargo (onde o milho não se desenvolve), irá dar prova de sua característica. Pegue do teto enfumaçado esteiras de vime e peneiras das prensas de vinho. Encha-as com a terra de*

má qualidade, adicione água doce que brota da fonte e esteja certo de que toda a água irá drenar e grossas gotas passarão pelo vime. O seu gosto será o indício de sua qualidade e o amargor ao ser percebido será mostrado por um gesto de desagrado nos rostos dos provadores.

Columelo também sugeriu um teste de sabor para medir o grau de acidez e salinidade dos solos, e Plínio afirmou que o sabor amargo dos solos poderia ser detectado pela presença de ervas negras e subterrâneas.

Plínio escreveu que "entre as provas que o solo é bom está a espessura comparativa do colmo do milho" e Columelo afirmou simplesmente que o melhor teste para a adequabilidade da terra para uma cultura específica seria se ela poderia nele crescer.

Muitos dos escribas no passado (e, sobre este assunto, muitos ainda hoje) acreditavam que a cor do solo era um critério para avaliar sua fertilidade. A idéia geral é que solos pretos eram férteis e que solos claros ou cinzas eram inférteis. Columelo não concordava com este ponto de vista, ressaltando a infertilidade dos solos negros de pântanos e a alta fertilidade dos solos claros da Líbia. Ele acreditava que fatores, como estrutura, textura e acidez, eram melhores guias para se estimar a fertilidade do solo.

A era dos Gregos de cerca de 800 a 200 aC foi, sem dúvida, uma época áurea. Muitos dos feitos de homens deste período refletem um trabalho de gênio inigualável. Seus escritos, sua cultura, sua agricultura foram copiados pelos Romanos, e a filosofia de muitos dos Gregos deste período dominou o pensamento do homem por mais de 2000 anos.

Fertilidade do Solo nos Primeiros 18 Séculos da Era Cristã

O pensamento clássico grego e romano chegou ao ocidente graças ao florescimento das cidades islâmicas, lugares de trabalho, centros de culto e focos de cultura e ciência, como Cairo, Fez, Marrakesh e Alexandria, na África; Bagdá, Bassora, Damasco, Isfaham, Bukhara, Samarkanda e Lahore, na Ásia; Istambul e Córdoba, na Europa (Chatty, 1981). Nas Medinas, acima de todo o saber humano, as ciências do mundo inteiro – da China ou da Índia, da Grécia ou de Roma, do Egito ou de Caldéia – teóricas ou práticas, experimentais ou fundamentais, foram minuciosamente recolhidas e cuidadosamente conservadas. As obras foram traduzidas para o árabe e comentadas com sabedoria. Os conhecimentos foram aprofundados, recriados e repensados de forma genial (Chatty, 1981). Toda essa atividade intelectual gerou um desenvolvimento sem precedentes, sem o qual a modernidade atual teria sido impossível.

A contribuição da civilização árabe-islâmica foi muito marcante no desenvolvimento de uma agricultura próspera em regiões áridas e semi-áridas. Esta civilização criou as bases das ciências agrárias, ultrapassando o simples acúmulo de conhecimentos empíricos, superando-os e liberando-os dos sentidos místicos e sobrenaturais que os cercavam. O ambiente de tolerância e admiração pela diversidade cultural permitiu a combinação da grande experiência asiática com a riqueza do conhecimento dos povos do mediterrâneo. Durante a longa presença árabe na Europa, a agricultura mediterrânica conheceu aperfeiçoamento e complexidade sem precedentes (Miranda, 1982).

Na região de Granada e Sevilha, Espanha, o agrônomo árabe-andaluz Ibn Al Awan (? – 1145), agregando à literatura o conhecimento local, testou as diferentes técnicas conhecidas gerando verdadeiros "jardins de ensaios" ou "estações experimentais". O conhecimento adquirido e testado transformou-se na obra "O Livro da Agricultura", com cerca de 1.500 páginas, 35 capítulos e três volumes. Nessa obra, verifica-se que os agrônomos andaluzes atingiram grande domínio na escolha do material vegetal e no controle dos fatores de produção, especialmente dos solos e da água (Miranda, 1982). Nos capítulos que tratam dos solos, eles são identificados em cerca de 12 classes, com sua origem explicada pela desagregação das rochas pela ação da água e do calor. São descritas em detalhe as características que permitem identificar a terra de boa qualidade e as técnicas necessárias para a recuperação das terras consideradas impróprias à agricultura. Os capítulos sobre adubos e corretivos apresentam classificação dos diversos tipos de compostos e das técnicas possíveis de compostagem, indicam as formas de utilização de margas e calcários, das épocas mais adequadas de sua aplicação, das plantas e árvores que se beneficiam ou não com os diferentes tipos de fertilização. Os capítulos sobre irrigação tratam dos diferentes tipos de água, quais os convenientes a cada tipo de planta; bem como da construção de poços, do nivelamento dos terrenos e das várias técnicas de irrigação, em quadros, por submersão, em potes, etc. (Miranda, 1982). A monumental obra de Ibn Al Awan, pelo adiantado da agronomia andaluza, influenciou a agricultura européia, especialmente a do mediterrâneo, até o século XIX, pois a expansão colonial francesa no norte da África fundamentou-se no uso da tradução, para o francês, como manual de técnicas agrícolas a serem utilizadas pelos colonos.

Após o declínio de Roma, apareceram poucas contribuições para o desenvolvimento da agricultura, até à publicação de *Opus Ruralium Comodorum*, uma coleção de práticas agrícolas locais, por Pietro de Crescenzi (1230–1307). De Crescenzi é considerado por alguns como o fundador da agronomia moderna, mas o seu manuscrito parece estar restrito ao trabalho de escritores do tempo de Homero. Sua contribuição foi principalmente fazer um resumo do material disponível. Ele, entretanto, sugeriu um aumento das doses de esterco acima das recomendadas naquela época.

Após o trabalho de De Crescenzi, pouco foi adicionado ao conhecimento agrícola por muitos anos, apesar de ter sido atribuído a Palissy, em 1563, a observação de que o teor de cinzas das plantas representava o material que elas tinham retirado do solo.

Ao redor do início do século dezessete, Francis Bacon (1561–1624) sugeriu que o principal alimento das plantas era a água. Ele acreditava que a principal função do solo era manter as plantas eretas e protegê-las do calor e do frio e que cada planta tirava do solo uma única substância para sua alimentação em particular. Bacon afirmava também que a produção contínua de um mesmo tipo de planta em um solo iria empobrecê-lo para aquela espécie em particular.

Durante esse mesmo período, Jean Baptiste van Helmont (1577–1644), um físico-químico flamengo, relatou os resultados de um experimento em que ele acreditava provar que a água era o único nutriente das plantas. Ele colocou 200 libras de solo (90,7 kg) em um vaso, umedeceu o solo e plantou um pé de salgueiro pesando cinco libras (2,3 kg). Ele cuidadosamente protegeu o solo no vaso da poeira e adicionava somente água da

chuva ou água destilada. Após um período de cinco anos, van Helmont terminou o experimento. A árvore pesava 169 libras e três onças (76,7 kg). Ele só não pôde explicar a variação de peso de duas onças (56,6 g) das 200 libras (90,7 kg) de solo originalmente usadas. Por ter adicionado apenas água, sua conclusão foi que a água era o único nutriente da planta. Ele atribuiu a perda de duas onças de solo (56,6 g) ao erro experimental.

O trabalho de van Helmont e suas conclusões errôneas foram, na verdade, contribuições valiosas para o nosso conhecimento, pois, apesar de serem erradas, estimularam investigações posteriores cujos resultados levaram ao melhor entendimento da nutrição de plantas.

O trabalho de van Helmont foi repetido vários anos mais tarde por Robert Boyle (1627–1691), na Inglaterra. Boyle é provavelmente mais conhecido por expressar a relação do volume de um gás a determinada pressão. Ele tinha também interesse por biologia e era um grande defensor de métodos experimentais na solução de problemas relacionados com a ciência. Ele acreditava que a observação era o único caminho para a verdade. Boyle confirmou os resultados de van Helmont, mas foi mais além. Como resultado das análises químicas que ele fez em amostras de plantas, concluiu que as plantas continham sais, terra e óleo, todos eles formados da água.

Mais ou menos na mesma época, J. R. Glauber (1604–1668), um químico alemão, sugeriu que salitre (KNO_3) e não a água era o "princípio da vegetação". Ele coletou o sal de currais de gado e ponderou que o sal vinha das fezes dos animais. Ele afirmou que, como os animais comem forragem, o salitre deve ter sido originado das plantas. Quando ele aplicou esse sal às plantas, ele observou substancial aumento no crescimento das plantas, concluindo, ainda, que a fertilidade do solo e o valor do esterco eram totalmente devidos ao salitre.

John Mayow (1643–1679), um químico inglês, deu suporte às afirmações de Glauber. Mayow estimou as quantidades de salitre no solo em várias épocas durante o ano e encontrou a maior concentração na primavera. Não encontrando nada durante o verão, ele concluiu que o salitre tinha sido absorvido ou succionado pela planta, durante seu período de crescimento rápido, à medida que era aplicado ao solo.

Por volta do ano de 1700, entretanto, foi feito um estudo que pode ser considerado excepcional e que representou um avanço considerável para o progresso das ciências agrárias. Um inglês de nome John Woodward, que estava familiarizado com o trabalho de Boyle e van Helmont, fez crescer plantas de hortelã em amostras de água que ele tinha obtido de várias procedências: água de chuva, água de rio, água de esgoto e água de esgoto mais mofo de jardim. Cuidadosamente, ele mediu a quantidade de água transpirada pelas plantas e anotou o peso das plantas no início e no fim do experimento. Ele observou que o crescimento das plantas foi proporcional à quantidade de impurezas na água e concluiu que o material da terra ou solo, ao invés de água, era o princípio da vegetação. Apesar de não ser totalmente correta, a conclusão representou um avanço no conhecimento e sua técnica experimental foi consideravelmente melhor do que qualquer outra anterior.

Havia muita ignorância em relação à nutrição de plantas naquela época. Muitas idéias estranhas surgiram, tiveram evidência efêmera e foram esquecidas. Parte dessas idéias foi introduzida por outro inglês, Jethro Tull (1674–1741). Tull foi educado em Oxford, o que era considerado um pouco fora do comum para uma pessoa com propensão à agricultura. Ele parece ter tido interesse pela política, mas problemas de saúde o forçaram a uma aposentadoria no campo. Ele levou a cabo vários experimentos, a maioria envolvendo práticas agrícolas. Ele acreditava que o solo deveria ser finamente pulverizado para dar o "sustento adequado" para a planta em crescimento. De acordo com Tull, as partículas do solo seriam, na verdade, ingeridas através de aberturas nas raízes das plantas. Ele acreditava que a pressão causada pela expansão das raízes em crescimento forçava as partículas finas do solo para dentro das *"bocas dos vasos das raízes"*, após o que, entraria no *"sistema circulatório"* das plantas.

As idéias de Tull sobre nutrição de plantas eram, no mínimo, bizarras. Seus experimentos, entretanto, levaram ao desenvolvimento de dois valiosos equipamentos de cultivo: a plantadeira em linha e o cultivador puxado por cavalos. Seu livro *Horse Hoeing Husbandry* foi, por muito tempo, considerado um texto importante no meio agrícola inglês.

Ao redor de 1762, John Wynn Baker, um partidário de Tull, estabeleceu uma fazenda experimental na Inglaterra, cuja finalidade era a exibição pública dos resultados dos experimentos agrícolas. O trabalho de Baker foi elogiado mais tarde por Arthur Young que, entretanto, alertava os leitores para terem cuidado ao dar crédito excessivo aos cálculos, tomando por base os resultados de somente alguns anos de trabalho, um cuidado que é tão importante hoje como quando foi feito originalmente.

Um dos mais famosos agricultores ingleses do século dezoito foi Arthur Young (1741–1820). Young realizou trabalhos em vasos para encontrar aquelas substâncias que poderiam melhorar a produtividade das culturas. Ele fez crescer cevada em areia, à qual adicionava materiais como carvão, óleo de máquinas, esterco de galinha, vinho, salitre, pólvora, piche, ostras e numerosos outros materiais. Alguns dos materiais promoveram o crescimento das plantas e outros não. Young, um escritor prolífico, publicou o trabalho intitulado *Annals of Agriculture*, em quarenta e seis volumes, que foi muito considerado e teve um grande impacto na agricultura Inglesa.

Muitas das publicações envolvendo agricultura nos séculos dezessete e dezoito refletiam a idéia de que as plantas eram compostas de uma substância, e a maioria dos autores, durante esse período, estava buscando este principio da vegetação. Por volta de 1775, entretanto, Francis Home afirmou que não havia apenas um princípio, mas provavelmente vários, entre os quais se incluíam ar, água, terra, sais, óleo e fogo em um estado fixo. Home acreditava que os problemas da agricultura eram essencialmente aqueles de nutrição das plantas. Ele realizou experimentos em vasos para avaliar os efeitos de diferentes substâncias no crescimento das plantas e fez análises químicas de materiais das plantas. Seu trabalho foi considerado valioso pilar no progresso da agricultura científica.

O descobrimento do O_2 por Priestley foi a chave para outras descobertas que avançaram muito na explicação dos mistérios da vida das plantas. Jan Ingenhousz

(1730–1799) mostrou que a purificação do ar ocorre na presença de luz, mas, no escuro, o ar não é purificado. Juntamente com essa descoberta, ocorreu a afirmação de Jean Senebier (1742–1809), um filósofo e historiador suíço, de que o aumento no peso do salgueiro no experimento de van Helmont foi resultado do ar!

O Pastor protestante Meyer, do principado de Hohenlohe, realizou uma série de observações sobre o uso do gesso, que levaram à sua recomendação em escritos na metade do século 18. Desde então, houve vivo entusiasmo pelo gesso que foi considerado panacéia universal até perceberem-se as restrições e limitações a seu uso (Garola, 1926). Posteriormente, em 1802, a Sociedade Central de Agricultura Francesa (atualmente Academia Nacional) realizou um debate sobre a eficácia do uso de gesso nas leguminosas. Como resultado, foram apresentadas 40 opiniões favoráveis e somente três contra, ficando confirmado que o gesso não apresentava efeito em solos muito úmidos (seis votos de seis votantes), que não pode substituir a adubação orgânica nem a manta vegetal (sete votos de sete) e que não influi, favoravelmente, na produção de cereais (32 votos de 32) (Garola, 1926).

Entretanto, Smith, na Inglaterra, realizou experimentos aplicando gesso e cultivando as leguminosas trevo branco e *Onobrychis sativa* que tiveram aumento de produtividade, freqüentemente, em 33 % e, algumas vezes, duplicando-a. Em alguns solos, não se obteve resposta à adição de gesso como nos da Escola de Agricultura de Grignon. Posteriormente, com base em trabalhos sobre uso do gesso, especialmente os de Boussingault, Garola (1926) afirmou: *Concebe-se, que, quando se cultivam cereais de raízes superficiais, importa pouco que a potassa e o amônio fiquem retidos nas camadas superficiais pelas propriedades adsorventes dos solos. Mas, também, compreende-se que não acontece o mesmo com as leguminosas, cujas raízes penetram profundamente no solo, visto que o gesso atua no solo de forma determinada. Seu efeito é tranportar as bases a camadas profundas, das que as plantas extraem seus alimentos* (Garola, 1926).

Progresso durante o Século 19

Essas descobertas estimularam a mente de Theodore de Saussure, cujo pai estava familiarizado com o trabalho de Senebier. Ele atacou dois dos problemas nos quais Senebier tinha trabalhado – o efeito do ar e a origem dos sais nas plantas. Como resultado, de Saussure, foi capaz de demonstrar que as plantas absorvem O_2 e liberam CO_2, o principio da respiração. Além disso, observou que as plantas poderiam absorver CO_2 e liberar O_2 na presença da luz. Se, entretanto, as plantas fossem mantidas em um ambiente livre de CO_2, elas morreriam. De Saussure concluiu que o solo fornece somente pequena fração dos nutrientes necessários às plantas, mas ele demonstrou que o solo fornece cinzas e N. Ele efetivamente afastou a idéia de que as plantas geravam espontaneamente o K e afirmou ainda que as raízes das plantas não se comportam como um mero filtro. Além disso, as membranas são seletivamente permeáveis, permitindo entrada mais rápida da água do que dos sais. Ele também mostrou a absorção diferencial dos sais e a inconstância da composição das plantas, que varia com a natureza do solo e com a idade da planta. A conclusão de de Saussure de que o C contido nas plantas vinha do ar não foi imediatamente aceita por seus colegas. Sir Humphrey Davy, que havia publicado seu

livro *The Elements of Agricultural Chemistry*, em 1813, afirmou que, embora algumas plantas pudessem absorver seu C do ar atmosférico, a maior parte era absorvida pelas raízes. Davy estava tão entusiasmado com sua crença que ele recomendava o uso de óleo como fertilizante em função do seu teor de C e H.

A metade do século dezenove até o início do século vinte foi o período em que ocorreu grande progresso na compreensão da nutrição de plantas e da adubação das culturas. Dentre os homens desse período com grandes contribuições está Jean Baptiste Boussingault (1802–1882), um químico francês muito viajado, que estabeleceu uma propriedade na Alsácia, onde levou a cabo experimentos de campo. Boussingault utilizava as técnicas cuidadosas de de Saussure, pesando e analisando os estercos que ele aplicava nos seus experimentos e também as culturas que ele colhia. Ele manteve um balanço que mostrava quanto dos vários nutrientes de plantas vinham da chuva, do solo e do ar, analisava a composição das culturas durante vários estádios de crescimento, e determinou que a melhor rotação de culturas foi aquela que produziu a maior quantidade de matéria orgânica, além daquela adicionada por meio do esterco. Boussingault é considerado por alguns como o pai da experimentação de campo.

Justus von Liebig (1803–1873), um químico alemão, muito efetivamente "fez desabar" o mito do húmus. A apresentação de seu trabalho em respeitado congresso científico mexeu com os conservadores de tal forma que somente alguns cientistas desde aquela época ousaram sugerir que o conteúdo de C nas plantas vem de outra fonte que não o CO_2. Liebig fez as seguintes afirmações:

1. A maior parte do C nas plantas vem do dióxido de C da atmosfera.
2. H e O vêm da água.
3. Os metais alcalinos são necessários para a neutralização dos ácidos formados pelas plantas como resultado de suas atividades metabólicas.
4. Os fosfatos são necessários para a formação das sementes.
5. As plantas absorvem tudo indiscriminadamente do solo, mas excretam de suas raízes aqueles materiais que não são essenciais.

Nem todas as idéias de Liebig, entretanto, eram corretas. Ele pensava que o ácido acético era excretado pelas raízes. Ele também acreditava que o NH_4^+ era a única forma de N absorvida e que as plantas poderiam obter esse composto do solo, esterco ou do ar. Liebig acreditava firmemente que, analisando a planta e estudando os elementos que ela continha, poder-se-ia formular um conjunto de recomendações de fertilizantes com base nessas análises. Era sua opinião, também, que o crescimento das plantas era proporcional à quantidade de substâncias minerais disponíveis nos fertilizantes.

A *lei do mínimo*, estabelecida por Liebig, em 1862, é um guia simples, mas lógico, para se fazer a previsão das respostas das plantas à adubação. Essa lei diz o seguinte:

> *"cada campo pode conter a disponibilidade mínima de um mínimo de um ou mais nutrientes. Com esse mínimo, seja calcário, K, N, ácido fosfórico, magnésia ou qualquer outro nutriente, as produtividades apresentam uma*

relação direta com o suprimento deste nutriente em menor disponibilidade. Este é o fator que governa e controla ... produtividades. Se o mínimo for calcário ... a produtividade ... será a mesma e não maior mesmo se as quantidades de K, sílica, ácido fosfórico, etc ... sejam aumentados em cem vezes".

A lei do Liebig, ou lei do mínimo, dominou o pensamento dos pesquisadores na agricultura por muito tempo e ainda tem importância universal no manejo da fertilidade do solo.

Liebig produziu um fertilizante com base nas suas idéias de nutrição de plantas. A formulação de uma mistura fazia sentido, mas ele cometeu um erro fundindo sais de K e P com calcário. Como resultado, o fertilizante foi um completo fracasso. Não obstante, as contribuições de Liebig para o desenvolvimento da agricultura foram monumentais, sendo ele, muito merecidamente, reconhecido como o pai da química agrícola. Outro fato marcante após o famoso trabalho de Liebig foi o estabelecimento, em 1843, de uma estação experimental agrícola em Rothamsted, na Inglaterra. Os fundadores dessa instituição foram J.B. Lawes e J.H. Gilbert. Os trabalhos realizados nessa estação experimental seguiam a mesma linha daqueles efetuados por Boussingault, na França.

Lawes e Gilbert não acreditavam que todas as afirmações de Liebig eram corretas. Doze anos após a fundação da estação de Rothamsted, eles apresentaram os seguintes pontos:

1. As culturas necessitam de ambos, P e K, mas a composição da cinza das plantas não constitui uma medida das quantidades desses elementos necessárias à planta.
2. Culturas não-leguminosas necessitam do fornecimento de N. Sem este elemento, não se obterá crescimento, independentemente das quantidades de P e K presentes. A contribuição da quantidade de N da forma de amônia, pela atmosfera, é insuficiente para as necessidades das culturas.
3. A fertilidade do solo poderia ser mantida por alguns anos por meio de fertilizantes químicos.
4. O efeito benéfico do pousio está no aumento da disponibilidade de compostos de N no solo.

Por muito tempo, e mesmo hoje em alguns lugares, os agricultores foram relutantes em acreditar que a fertilidade poderia ser mantida somente pelo uso de fertilizantes minerais. Os primeiros trabalhos em Rothamsted, entretanto, provam, de maneira conclusiva, que isso pode ser feito. Uma das provas mais inquestionáveis nesse sentido é o relato do experimento denominado Broadbalk Winter Wheat, comparando fertilizantes orgânicos e minerais, iniciado em 1843, e utilizado até hoje (Lawes Agricultural Trust, 1984). Desde o início, vêm sendo aplicados, anualmente, uma série de tratamentos. De 1979 a 1983, portanto 150 anos após o início do experimento, foi colhido trigo sarraceno, cujos valores de produção média (cinco anos) aparecem dentro das respectivas colunas (Figura 1).

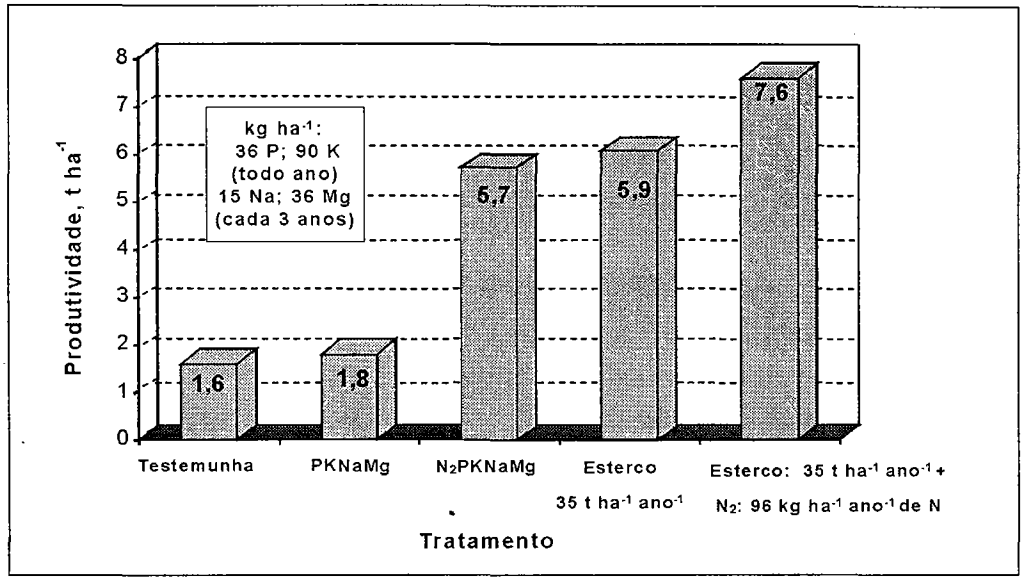


Figura 1. Resumo de alguns tratamentos referentes ao mais antigo experimento de adubação ainda sendo realizado, na estação experimental de Rothamsted, Inglaterra, comparando adubação orgânica e adubação mineral. Os dados referem-se aos resultados médios de produção de trigo no período de 1979 a 1983, após 150 anos de aplicação dos tratamentos mostrados na base das respectivas colunas.

Fonte: Lawes Agricultural Trust (1984).

É obvio que uma aplicação anual de 35 t ha^{-1} de esterco de curral (o que envolveu grande volume de material e trabalho intenso para aplicação ao solo), durante 150 anos, pode substituir a adubação com fertilizantes minerais. É também óbvio que a adubação mineral balanceada, que produziu a média de 5,7 t ha^{-1}, pode substituir a adubação orgânica e que o simples enriquecimento da adubação orgânica com 96 kg ha^{-1} de N de fonte mineral por ano levou às maiores produções.

O problema do N do solo e das plantas permanecia sem solução. Vários estudiosos tinham observado o comportamento não convencional das leguminosas. Em alguns casos, elas cresciam bem sem a aplicação de N, enquanto, em outras situações, não havia crescimento das plantas. Plantas não-leguminosas, por outro lado, sempre deixavam de crescer quando havia insuficiente N no solo.

Em 1878, alguma luz surgiu nessa confusão, pelo trabalho de dois bacteriologistas franceses, Theodore Schloessing e Alfred Müntz. Esses cientistas purificaram água de esgoto, fazendo-a passar por um filtro feito de areia e calcário. Eles analisaram o filtrado periodicamente, e, por vinte e oito dias, somente detectaram amônia. No fim desse período, começou a aparecer nitrato no filtrado. Schloessing e Müntz encontraram que a produção de nitratos poderia ser paralisada pela adição de clorofórmio e que poderia ser reiniciada pela adição de um pouco de água de esgoto. Eles concluíram que a nitrificação era resultado da ação bacteriana.

Os resultados destes experimentos foram aplicados a solos por Robert Warrington, na Inglaterra. Ele mostrou que a nitrificação poderia ser paralisada pelo bi-sulfeto de C e clorofórmio e que o processo poderia ser reiniciado pela adição de solo não esterilizado.

Ele também demonstrou que a reação era um fenômeno que ocorria em duas fases, primeiro a amônia sendo convertida em nitrito e, subseqüentemente, em nitrato.

Warrington, entretanto, não foi capaz de isolar os organismos responsáveis pela nitrificação. Esta tarefa foi resolvida por S. Winogradsky, que fez o isolamento usando uma placa com sílica-gel, em vez do meio de cultura de ágar, porque esses organismos são autotróficos e obtêm seu C do CO_2 da atmosfera.

Com referência ao comportamento errático das plantas leguminosas em relação ao N, dois alemães, Hellriegel e Wilfarth, em 1886, concluíram que uma bactéria deveria estar presente nos nódulos das raízes das leguminosas. Mais tarde, estes organismos foram associados à sua capacidade de assimilar N_2 gasoso da atmosfera para convertê-lo em uma forma que poderia ser utilizada por plantas superiores. Esta foi a primeira informação específica em relação à fixação de N_2 pelas leguminosas. Hellriegel e Wilfarth utilizaram, como base para os seus argumentos, as observações feitas em alguns dos seus experimentos. Eles, entretanto, não isolaram os organismos responsáveis por esse processo. Isto foi feito mais tarde por M.W. Beijerinck, que chamou o organismo de *Bacillus radicícola*.

Desenvolvimento da Fertilidade do Solo nos Estados Unidos

Apesar de os avanços na agricultura do século dezoito terem sido alcançados, em sua maioria, no continente europeu, poucas contribuições de americanos foram suficientemente importantes para serem mencionadas. Em 1733, James E. Oglethorpe estabeleceu uma área experimental nas encostas íngremes do Rio Savana, onde hoje se localiza a cidade de Savana, na Georgia. A área era dedicada à produção de culturas alimentícias exóticas e era citada como um lugar de "belezas", enquanto foi mantida. Houve perda de interesse por ela que logo deixou de existir. Como essa área foi na maior parte resultado do interesse de britânicos, provavelmente ela não pode ser considerada, em sua essência, como um empreendimento americano.

Benjamin Franklin demonstrou, na metade do século 18, o valor do gesso agrícola. Em uma colina em sua propriedade, ele aplicou gesso num padrão de distribuição com a seguinte frase: "Esta terra foi gessada". O aumento de crescimento da pastagem na área onde o gesso havia sido aplicado serviu como uma demonstração efetiva do seu valor como fertilizante.

Em 1785, uma sociedade foi formada na Carolina do Sul e tinha, entre seus objetivos, o estabelecimento de uma fazenda experimental. Onze anos após, o Presidente Washington, em sua mensagem anual ao congresso, defendeu o estabelecimento do comitê nacional de agricultura. Algumas das contribuições mais importantes para a agricultura americana no passado foram feitas por Edmond Ruffin, da Virgínia, entre 1825 e 1845. Acredita-se que ele tenha sido um dos primeiros a utilizar calcário em solos da região úmida para repor nutrientes perdidos pela remoção das culturas e lixiviação. Ruffin era um observador cuidadoso, um estudioso e possuía uma mente aguçada e inquisitiva. Apesar de ser o uso do calcário para aumentar a produção das culturas conhecido em outros continentes, essa foi aparentemente uma nova experiência na América.

Foi somente em 1862 que o Ministério da Agricultura foi estabelecido, e, no mesmo ano, a Lei Morril levou ao estabelecimento das escolas estaduais de agricultura. A primeira estação experimental agrícola estabelecida em 1875, em Middletown, Connecticut, teve suporte de fundos estaduais. Em 1877, a Carolina do Norte estabeleceu uma unidade semelhante, seguindo-se New Jersey, New York, Ohio e Massachusetts. Em 1888, a lei Hatch levou à implantação de estações experimentais estaduais que seriam operacionalizadas, em conjunto, com os land-grant colleges, e uma dotação anual de US$15.000,00 foi disponibilizada para cada estado como suporte. Apesar de os primeiros trabalhos experimentais terem sido muito mais demonstrações de resultados, uma metodologia científica nos estudos dos problemas da agricultura foi gradualmente desenvolvida no país.

A idéia de proceder à extração de nutrientes de solos com ácidos para determinar sua fertilidade persistia, e E. W. Hilgard (1833–1916) estabeleceu que a solubilidade máxima dos minerais do solo em HCl foi obtida quando o ácido tinha peso específico de 1,115 kg L^{-1} ($\approx$ 7,9 mol L^{-1}), o que corresponde à concentração do ácido obtida após fervura prolongada. Hilgard deu significância particular para esse fato. A digestão em ácido forte tornou-se muito popular e análises de solos foram feitas por esse método. Mais tarde, foi mostrado que havia pouca fundamentação para assumir que esta técnica poderia obter dados de maior valor e o seu uso foi descontinuado.

Dois cientistas que muito contribuíram para o desenvolvimento do interesse por fertilidade do solo nos Estados Unidos foram Milton Whitney e C.G. Hopkins. No início do século 20, eles engajaram-se em uma controvérsia que atraiu atenção nacional e que, de fato, tornou-se muito amarga. Whitney defendia que o suprimento total de nutrientes nos solos era inexaurível e que o fator importante sob o ponto de vista de nutrição de plantas era a taxa pela qual estes nutrientes iam para a solução do solo. Hopkins, por outro lado, acreditava que essa filosofia iria levar à exaustão do solo e a sério declínio na produção das culturas. Ele fez um levantamento dos solos de Illinois e considerou a fertilidade do solo comparável a um sistema semelhante à "contabilidade". Como resultado desses estudos exaustivos, ele concluiu que os solos de Illinois necessitavam apenas de calcário e P. Ele pregou essa doutrina de forma tão eficaz que o uso de calcário e fosfato de rocha nas culturas do milho, aveia e rotações com trevo foi uma prática contínua nesse Estado por muitos anos.

A controvérsia entre Whitney e Hopkins finalmente diminuiu. As idéias de Whitney foram mostradas, pelo menos parcialmente, incorretas, mas os argumentos conflitantes muito fizeram para estimular o pensamento dos cientistas agrícolas desse período.

Logo na virada do século 20, a maior parte das estações experimentais tinha parcelas experimentais no campo que mostravam os benefícios extraordinários da adubação. Como resultado desses experimentos, os principais problemas de fertilidade do solo podiam ser geralmente delimitados. Foi mostrado, por exemplo, que havia generalizada necessidade de fertilizantes fosfatados, que K era geralmente deficiente nos solos da região da planície costeira, e que N era particularmente deficiente nos solos do sul do país. Os solos a leste do rio Mississipi eram geralmente ácidos e precisavam de calcário, enquanto aqueles a oeste desse rio eram, regra geral, bem supridos de Ca. Embora um

quadro geral do estado de fertilidade dos solos dos Estados Unidos tenha sido razoavelmente bem definido, logo se tornou aparente que recomendações generalizadas de fertilizantes, com base nesse conhecimento, não deveriam ser feitas. Cada propriedade requeria atenção individual, assim como cada talhão da propriedade. O interesse por análises para avaliação da fertilidade do solo "explodiu" mais uma vez.

Durante os últimos 30 anos, muito progresso foi alcançado no sentido de compreender os problemas de fertilidade do solo. Enumerar os estudos cujas contribuições levaram ao progresso no conhecimento iria requerer muito mais espaço do que o disponível neste capítulo. Esses avanços não foram de trabalhos de cientistas de um único país. Os ingleses, que começaram seus trabalhos ao redor de 1600, continuaram a dar grandes passos nesse sentido. Os pesquisadores da França, Alemanha, Escandinávia, Rússia, Canadá, Austrália, Nova Zelândia, assim como dos Estados Unidos e outros países, solucionaram muitos problemas que dificultavam o progresso da ciência. Os frutos desses estudos são aparentes em todos os lugares, fazendo com que a produção agrícola nos países desenvolvidos seja mais alta hoje do que nunca antes, e o mundo livre, de maneira geral, é hoje mais bem alimentado, com melhores vestuários e moradias do que em qualquer época no passado. Isto não poderia ser possível se a produção das culturas hoje estivesse no patamar da Europa durante o "escurantismo" da Idade Média, quando a produtividade média de grãos era de 6 a 10 bushels acre^{-1} (450 a 750 kg ha^{-1}).

Olhando para o Século 21

À medida que as civilizações entram no século 21 e a população do mundo continua a aumentar, é obvia a importância de um contínuo aumento na produção de alimentos. Continuidade das pesquisas em todas as fases da produção agrícola é necessária se a população crescente tem de ser alimentada e vestida. Avanços nas pesquisas foram alcançados, nos centros de pesquisas agrícolas e outros, que podem contribuir para o aumento da produção agrícola no futuro.

Alguns dos avanços aparecendo no horizonte, ou, de fato, já colocados em prática, mostram grandes perspectivas para aumentar a produtividade das culturas e aumentar a eficiência da produção agrícola. Estes avanços vão colocar pressão adicional na terra e farão aumentar ainda mais a importância que a fertilidade do solo exerce na produção das culturas.

Sensoriamento remoto, constituído de fotografias infravermelhas tomadas de grandes altitudes, é usado para determinar as condições das culturas. Problemas relativos a solos, irrigação ou controle de pragas e doenças podem, freqüentemente, ser detectados e corrigidos a tempo de prevenir sérias diminuições na produtividade.

Pesquisas têm demonstrado que o plantio direto pode aumentar a eficiência de uso da água e diminuir a erosão do solo com aumento na produtividade das culturas (veja capítulo XV). Este tipo de manejo pode ter efeito considerável nas exigências das culturas em relação a certos nutrientes, especialmente N, P, K e S; no entanto, mais pesquisas são necessárias para desenvolver práticas adequadas de fertilidade do solo para utilização no plantio direto.

Em muitas áreas nos mais diversos países, grandes extensões de terra que eram consideradas marginais para a produção das culturas por causa da falta de água estão hoje com altas produtividades em decorrência do desenvolvimento de sistemas de irrigação com pivot-centrais. Poços são perfurados no centro desses campos, a água é transferida para as lavouras por aspersores ligados a tubos condutores alto-propelidos que se movem em círculos sobre a área. Centenas de hectares podem ser irrigados com os maiores sistemas. Fertilizantes fluidos e pesticidas podem também ser distribuídos por esses sistemas. Em decorrência da eliminação de umidade do solo como fator limitante ao crescimento de plantas, pode-se obter maior eficiência no uso de fertilizantes e os custos de produção podem diminuir. Para que essas fontes de água de alto custo sejam utilizadas do modo mais eficiente pelas culturas, o suprimento de nutrientes deve ser otimizado.

Em muitas regiões semi-áridas do mundo, existem desenvolvimentos promissores na captação de água e uso mais eficiente da umidade para a produção das culturas. Sistemas de produção das culturas envolvendo esses métodos de manejo da umidade do solo, em conjunto com outros fatores para a obtenção de altas produtividades, tais como: adubação, variedades e híbridos e época de plantio, precisam ser continuamente estudados.

A eficiência da irrigação é um tema importante em várias áreas do mundo que apresentam limitado suprimento de água para uso agrícola. Irrigação por gotejamento pode reduzir em 50 % a água atualmente em uso nos sistemas convencionais de irrigação. Necessidade de fertilizantes e sistemas para sua aplicação sob irrigação por gotejamento precisam de mais estudos.

Análise de solos e de plantas como instrumentos para determinar as necessidades de calcário e de fertilizantes para as culturas tem sido utilizada por muitos anos. A utilização dessas técnicas continua e está aumentando. Entretanto, número considerável de informações adicionais é necessário antes dessas análises se tornarem mais do que guias refinados de calagem e adubação das culturas. Adubação foliar com outros nutrientes, além dos micronutrientes, promete tornar-se uma prática agrícola em algumas áreas. Entretanto, em decorrência de resultados inconsistentes, mais pesquisas são necessárias para determinar quais as condições são determinantes para obtenção de respostas desse método de adubação.

Melhorias têm sido obtidas e deverão continuar a ser alcançadas no desenvolvimento de materiais fertilizantes mais eficientes. Alguns dos materiais que têm sido ou estão sendo desenvolvidos incluem os fertilizantes nitrogenados de liberação lenta, polifosfatos de alta concentração, compostos magnesianos adequados para uso em fertilizantes fluidos completos, micronutrientes na forma de quelatos e fertilizantes com altos teores de S para uso em fertilizantes sólidos e líquidos.

Concomitantemente ao desenvolvimento dessas novas tecnologias e produtos, deve-se efetuar uma avaliação contínua de sua eficiência por meio de experimentos de curto e longo prazo. Esse tipo de experimentação no campo é uma exigência necessária ao contínuo aumento da eficiência de produção das culturas. Altas produtividades das culturas impõem diferentes exigências de nutrientes. Doses de fertilizantes que dão

respostas satisfatórias com produtividades do milho de 8 t ha^{-1} não serão adequadas aos tetos de produtividades de 12 t ha^{-1} ou mais. Além disso, com a calibração das análises de solos geralmente obtidas anos atrás, doses dos nutrientes necessárias para teores diferentes de análises de solo podem ser muito baixas para as altas produtividades das culturas hoje obtidas e maiores ainda no futuro.

Um novo desenvolvimento aparece com destaque no horizonte, o qual pode ter um impacto profundo na produção agrícola e no desenvolvimento recente da ciência: a genética molecular. Por meio desta técnica de transplante de genes, qualidades desejáveis de um gênero ou espécie podem ser transferidas para outra. Se e quando esta ciência tornar-se perfeita, é concebível que maior eficiência fotossintética, mais altos teores de proteínas e vitaminas, melhor resistência a doenças e pragas, e outros fatores podem ser introduzidos em outras espécies desejáveis de culturas. Estas alterações genéticas poderão causar grande impacto nas exigências nutricionais e, conseqüentemente, nas práticas de adubação.

Progressos na agricultura dependem de pesquisas de alta qualidade. Para cada problema resolvido por um cientista, hoje, muitos outros aparecem. Pesquisadores agrícolas devem investigar questões de natureza fundamental, aquelas que tratam mais do *por que* das coisas do que do *o que*.

Não é objetivo deste capítulo cobrir todos os eventos significativos do desenvolvimento da ciência da Fertilidade do Solo. Muitos dados foram omitidos e muito mais poderia ser escrito. Certamente, os avanços obtidos no fim do século 19 e no século 20 foram grandemente responsáveis pelo estádio atual de nosso conhecimento. Esses avanços foram apenas superficialmente cobertos neste capítulo, mas, nos capítulos seguintes deste livro, confirma-se a importância desses eventos para o progresso da fertilidade do solo. Em resumo, espera-se que este capítulo dê ao seu leitor algumas idéias em relação ao tempo, esforço e pensamentos que foram dedicados nos últimos 4.500 anos para acumular aquilo que ainda é conhecimento insuficiente.

Fatos Marcantes da Evolução da Fertilidade do Solo no Brasil

A história do desenvolvimento da agricultura no Brasil, desde o seu descobrimento, está diretamente, mas de forma empírica no passado, ligada à fertilidade do solo. Os grandes ciclos da cana-de-açúcar e do café alicerçaram-se, no início, na fertilidade natural dos solos das matas e na migração para novas áreas, quando essa fertilidade natural se exauria.

Passaram-se muitas décadas até que, por meio de observações práticas do início, surgiram trabalhos envolvendo a fertilidade do solo e o uso de fertilizantes orgânicos e minerais, com vistas em estabelecer as bases para a prática da adubação que permitisse a exploração contínua das propriedades rurais.

É muito difícil destacar os fatos mais marcantes da evolução da fertilidade do solo no Brasil, uma vez que, no País, esse segmento do conhecimento é bastante recente como ciência, estando muito mais atrelado a programas envolvendo essa área do conhecimento

do que a pesquisadores individualmente. Entretanto, mesmo com a possibilidade de pecar por omissão, serão relatados, a seguir, alguns pontos importantes da evolução dessa área do conhecimento da Ciência do Solo no Brasil, bem como sua implicação na produtividade das culturas até os dias atuais.

Trabalhos Pioneiros em Fertilidade do Solo e Adubação

Segundo Heitor Cantarella, Pesquisador do Instituto Agronômico de Campinas (IAC), o primeiro diretor do IAC, 119 anos atrás, o austríaco Dr. Franz W. Dafert, profundo conhecedor da química agrícola de sua época, trouxe para o Brasil a experiência européia sobre análise de solo e, no primeiro relatório da então Estação Agronômica de Campinas, em 1889, estão os registros das análises de solos pioneiras no Brasil. Em 1892, o IAC já realizava análises de solo para cafeicultores paulistas, fornecendo pareceres sobre adubação. Nessa época, já havia uma publicação do IAC sobre métodos para a determinação de N em solos. Os demais métodos empregados em análise de solo foram publicados em 1895 pelo Dr. Bolliger, outro químico importante que trabalhava no IAC na época.

Em 1895, foi publicado um dos primeiros trabalhos sobre fertilidade do solo no Brasil, de autoria do Dr. Franz W. Dafert, que fornece detalhes sobre a análise química de fertilizantes orgânicos, na época chamados de *"estrumes nacionaes"* (Dafert, 1895). Até àquela época, os fertilizantes utilizados nas lavouras eram basicamente produtos orgânicos, dos quais se tinha pouca informação sobre características químicas, composição e modos de aplicação.

As análises químicas, realizadas no então Instituto Agronômico do Estado de São Paulo, hoje IAC, envolviam a determinação em partes por mil de *"agua, substancias organicas, azoto, acido phosphorico, potassa, soda, cal, magnesia, acido sulfúrico, chloro e fluor, acido silicico e areia, oxydo de Fe e alumina"* nos mais diferentes tipos de estercos animais produzidos nas fazendas: compostos, excrementos humanos, casca de café, palhas de milho e feijão, turfa, bagaço de cana, restos de criação (ossos, chifres, cabelos, sangue, etc.), além de outros estrumes como resíduos da fabricação do gás de iluminação, apatita, cinzas de bagaço de cana, resíduos de destilação da cana, bagaço de sementes de oleaginosas, restos de curtume e serragem (Figura 2).

Em relação ao composto, assim dizia o autor:

> *"O estrume denominado composto é uma mistura de todos os resíduos, restos e mais substancias sem valor immediato, existentes ou produzidas na fazenda, reunidas e preparadas para fins de estrumação. Todas as cinzas da cozinha das caldeiras, ás vezes também das roças, reboco, folhas colhidas, matto capinado, lama de tanques, lixo, resíduos de cozinha (feijão, café), palha de milho, sangue, cabellos, ossos, etc., bem misturados e depositados em covas ou túmulos até á decomposição completa, dão um estrume de primeira ordem, cuja composição naturalmente dependerá dos componentes empregados".*

ESTERCOS ANIMAIS - 1.000 partes contêm:

PROCEDÊNCIA	Água	Substrato orgânico	Azoto	Ácido phosphórico	Potássio	Soda	Cal	Magnésio	Ácido sulfúrico	Cloreto e fluor	Ácido silícico e areia	Óxido de ferro e alumínio
Esterco fresco (com palha) de cavalo	713	254	5,8	2,8	5,3	1,0	2,1	1,4	0,7	0,4	17,7	1,1
Esterco fresco (com palha) de gado bovino	775	203	3,4	1,6	4,0	1,4	3,1	1,1	0,6	1,0	8,5	0,5
Esterco fresco (com palha) de carneiro	646	318	8,3	2,3	6,7	2,2	3,3	1,8	1,5	1,7	14,7	2,4
Esterco fresco (com palha) de porco	724	250	4,6	1,9	6,0	2,0	0,8	0,9	0,8	1,7	10,8	0,7
Esterco ordinário (fresco)	750	212	3,9	1,8	4,5	1,3	4,9	1,2	1,0	1,3	10,8	-
Esterco ordinário parcialmente fermentado	750	192	5,0	2,6	6,3	1,9	7,0	1,8	1,6	1,9	16,8	-
Esterco ordinário totalmente fermentado	790	145	5,8	3,0	5,0	1,3	8,8	1,8	1,3	1,6	17,0	-
Água de esterco	982	7	1,5	0,1	4,9	1,0	0,3	0,4	0,7	1,2	0,2	-
Esterco fresco de pato	566	262	10,0	14,0	6,2	0,5	17,0	3,5	3,5	-	28,0	-
Esterco fresco de ganso	771	134	5,5	5,4	9,5	1,3	8,4	2,0	1,4	-	14,0	-
Esterco fresco de galinha	560	255	16,3	15,4	8,5	1,0	24,0	7,4	4,5	-	35,2	-
Esterco fresco de pomba	519	308	17,6	17,3	10,0	0,7	16,0	5,0	3,3	-	20,2	-

Figura 2. Resultado de análises químicas de alguns estrumes nacionais realizadas no Instituto Agronômico do Estado de São Paulo.
Fonte: Dafert (1895).

Quanto ao uso de estercos, principalmente o de bovinos, o autor já mencionava estratégias que permitiriam a sua concentração em determinados lugares, para facilitar a coleta e distribuição:

> *"Muitas vezes se ouve dizer que o esterco póde ser muito bom para as plantas, mas que não se póde obtel-o porque os nossos animaes estão no pasto". Tal objecção tem certo fundamento. É verdade que será muito mais fácil trabalhar com esterco, quando todos os animaes estiverem em estábulos.*
>
> *Enquanto não cultivamos forragens boas tão extensamente que possamos dispensar todos os pastos – e isto não se dará talvez mais neste seculo – precisamos nos accommodar ao facto de que a maior parte dos nossos animaes passeiem pelos gramados. Mas não há meio de obter apezar disto uma parte considerável do seu esterco?*
>
> *Respondemos sem exitação – sim –. Construamos por exemplo em nossos pastos ranchos abertos, baratos e acostumemos os nossos animaes a comerem alli o seu milho e sal, a entrarem de noite, durante a chuva, etc. O resultado será que nos depositarão nestes ranchos grande parte do esterco que sem elles estaria perdido. Teremos assim ganho mais uma cousa: a preservação dos animaes, pois, achamos que não haverá pessoa alguma que affirme que é bom para uma vacca de leite, para um boi de trabalho, para uma besta de montaria, permanecer num calor de 60 °C durante horas e horas para receber*

depois uma chuva de pedra nas costas ou a geada de noite. Civilizemos um pouco nosso gado; tiremos-lhe um pouco da liberdade e tornemol-o um pouco mais productivo".

Deve-se destacar, ainda, neste documento, o que talvez tenha sido uma das primeiras menções sobre a ocorrência de rochas fosfáticas no Brasil, quando, em 1891, o Dr. Orville A. Derby chamou a atenção do governo de São Paulo:

Snr. Presidente. – No curso dos estudos que estão sendo feitos pela Commissão á meu cargo para uma Memoria geológica sobre as jazidas de Fe de Ipanema, acaba-se de verificar um facto que julgo de meu dever trazer ao conhecimento do Governo sem esperar a publicação da dita Memoria.

Em muitas amostras de minereo de Fe e em outras rochas do lugar nota-se a presença do mineral Apatite, ou phosphato de cal, facto este que faz lembrar a associação analoga em muitas das famosas minas de Fe de Suécia e Noruega. Este mineral, cuja mistura com os minereos de Fe é extremamente prejudicial, por introduzir phosphoro no producto do forno, é, de seu lado, de consideravel importancia industrial para o fabrico de estrumes fertilizados.

Pesquizas feitas com o intuito de determinar (tanto quanto for necessario para poder formar o juizo seguro sobre a possibilidade de seu aproveitamento industrial) a quantidade e a qualidade das jazidas de Apatite, deram o mais satisfactorio resultado. A rocha contendo Apatite, que está á mostra em dois pontos diversos, indica uma possança relativamente enorme, talvez não inferior a do próprio minereo de Fe. Três amostras tiradas em diversos pontos e submetidas á analyse deram, de acido phophorico: 16,36 a 30,38 %.

Sendo este theor em acido phosphorico superior ao de muitos Phosphatos que são aproveitados na industria, ha bem fundados motivos para acreditar que as jazidas de Ipanema possam servir de base de uma industria que seria lucrativa para os emprehendedores e de vantagem incalculavel para a Lavoura brasileira.

Além do theor relativamente alto do elemento fertilizante, ha em Ipanema uma outra circumstancia extremamente favoravel que não me consta existir em nenhuma das jazidas de Apatite, até hoje exploradas. É que, em virtude da decomposição profunda da rocha, que tem respeitado a Apatite enquanto transformou em barro as impurezas com que ella se acha misturada, é muito facil, por meio de uma lavagem muito rapida e economica, obter o mineral em estado de pureza quase absoluta. – Saude e fraternidade. – Ao Muito Digno Presidente do Estado de S. Paulo. – S. Paulo, em 30 de Novembro de 1891. – Assignado: Dr. Orville A. Derby, Chefe da Commisão Geographica e Geológica do Estado de S. Paulo.

Outro trabalho bastante amplo e que merece destaque foi o do Professor Dr. Paul Wagner sob o título: *"A applicação de adubos articiciaes na cultura das arvores fructiferas, legumes, flores e nos jardins"*, traduzido do alemão , com autorização do autor pelo diretor, em 1893 (Wagner, 1985). Foi, talvez, um dos mais completos guias de recomendação de adubação em português, publicados até então, embora essas recomendações não tenham sido baseadas em uso de técnicas da diagnose da fertilidade do solo, como as análises de solos e a foliar, comuns nos dias atuais. Inicia com uma discussão sucinta sobre de que substâncias vive a planta e quais as substâncias mais importantes para a adubação das plantas, nos capítulo I e II. No capítulo III, é feita uma descrição detalhada dos adubos mais importantes para árvores frutíferas e legumes, para as flores e jardins existentes no mercado (*escoria de Thomas e superphosphato, salitre chileno e sulfato de ammoniaco, chlorureto de K e sulfato de potassa, farinha de chifre, resíduos de sementes oleaginosas, os chamados saes alimentícios puros – phosphato de K, phosphato de ammoniaco e azotato de potássio – , e mistura de saes alimentícios para plantas de jardim em vasos*).

Um aspecto interessante dos chamados *saes alimentícios* mencionados anteriormente é que estes talvez se constituam numa das primeiras menções de fertilizantes foliares ou de fertirrigação no Brasil, nas palavras textuais do autor:

> *"Chamarei sal alimentício uma mistura de saes de estrumação concentrados, que recommendo para a estrumação de jardins e de plantas em vasos. O sal alimentício compôe-se de: 30 partes de phosphato de ammoniaco; 25 de azotato de sódio (salitre do Chile); 25 de azotato de K e 20 de sulfato de ammoniaco e em 100 partes contêm 13 partes de acido phosphorico, 13 de azoto e 11 de potassa. Esta mistura de saes que se póde mesmo preparar ou comprar em qualquer negocio de estrumes, é applicavel a todas as culturas. Escolheu-se, segundo a proporção das substancias alimentícias, de modo que corresponda mais ou menos á necessidade media de estrumação das varias plantas de cultura, e, na escolha dos saes alimentícios, foi considerado que entre os ácidos e as bases (também das substancias accessorias que existem em quantidades mínimas) procure-se obter a relação equilibrada. É muitíssimo recommendavel o emprego do sal alimentício em fórma de solução, contendo 1 g de sal em 1 litro de água".*

Nos capítulos IV e V, procurou-se responder a duas perguntas: *Quaes as condições do solo e da cultura mais favoráveis ao bom efeito dos adubos?* e *Os adubos do commercio podem também exercer má influencia sobre as plantas?*

No capítulo VI, são apresentadas *regras especiaes para uma boa applicação dos adubos do commercio na cultura das plantas fructiferas, legumes e flores, e nos jardins.* Este tópico envolve não apenas recomendações de adubação para um total de dezessete culturas, em quilos por hectare e gramas por metro quadrado, mas também mostra 21 fotos de dezenas de experimentos conduzidos em vasos onde foram observadas respostas amplamente positivas pelo uso dos mais diferentes tipos e doses desses *adubos do commercio.* A figura 3 é um exemplo desses resultados obtidos com a cultura da cevada pelo uso de ¼ *g* de *acido*

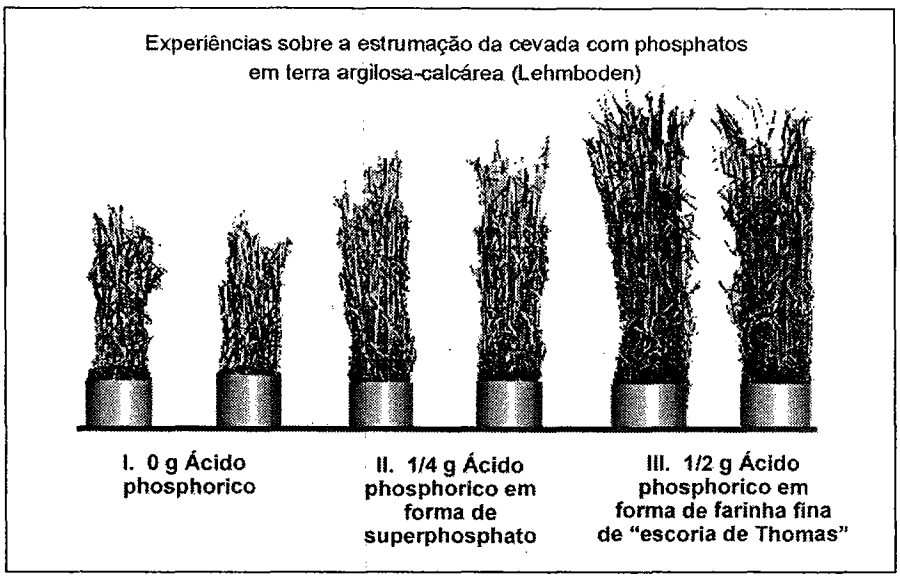


Figura 3. Efeito de fontes e doses de fósforo na forma de superfosfato e escoria de Thomas na cultura da cevada.
Fonte: Wagner (1895).

phosphorico em forma de superphosphato e ½ *g* de *acido phosphorico em forma de farinha fina de escoria de Thomas*, comparado com o tratamento testemunha, *sem acido phosphorico*, em vasos que foram *estrumados* com azoto e potassa. Fica-se a imaginar o sucesso que uma publicação como essa deve ter tido naquela época!

Um dos primeiros trabalhos, com características de experimento de campo, envolvendo a adubação em solos da região dos Cerrados, foi desenvolvido no início de 1900 (Embrapa, 2000). Em 1907, a Diretoria de Agricultura, Comércio e Colonização noticiou que fora estabelecido, no dia 14 de agosto, "um pequeno campo de experiência, com área de um alqueire (4,84 ha) nas proximidades de Sete Lagoas, em terreno de Cerrado, onde se poderia verificar a utilização e o comportamento das culturas". A área citada localiza-se no Distrito de Wenceslau Braz, município de Sete Lagoas (onde hoje se situa o 4° Grupo de Artilharia Antiaérea - 4° GAAE).

Era uma experiência absolutamente nova. Cerca de 20 % da área central de Minas Gerais, em sua maior parte concentrada em direção ao noroeste, era território de Cerrado, até então considerada uma região de terras pobres e pouco produtivas. Os trabalhos aí encetados foram bem descritos. Cabia ao encarregado dos serviços, o mestre de cultura Américo de Souza Barbosa, roçar, destocar, arar, gradear o terreno, cercá-lo de arame e dividi-lo em quatro partes iguais, sendo três partes adubadas e uma testemunha sem adubação. Esse procedimento prático constituiu-se nos preparativos para a instalação da primeira experiência agrícola sobre manejo dos solos de Cerrado no Brasil Central.

A experiência de Sete Lagoas avaliou a produtividade de milho e feijão sob quatro condições: 1ª) adubação com esterco de curral; 2ª) adubação com escória de Thomas; 3ª) adubação com salitre do Chile; 4ª) testemunha, sem adubação alguma. Como resultado, foi descrito que:

"as plantas das três partes adubadas desenvolveram-se satisfatoriamente, proporcionando grãos nas duas culturas, ao contrário da testemunha, que nada produziu, ou seja, a terra de Cerrado, adubada de modo adequado, era produtiva".

Programa do IRI

Um dos programas mais importantes envolvendo os aspectos de fertilidade do solo e produtividade das culturas no Brasil foi o iniciado em 1950 pelo Instituto de Pesquisas IBEC, que, em 1963, passaria a denominar-se Instituto de Pesquisas IRI (Harrington & Sorenson, 2004). Fundado pelos irmãos David e Nelson Rockefeller e associados, os fundos para a fase inicial vieram pessoalmente dos irmãos Rockefeller e do "Fundo Irmãos Rockefeller", que por 14 anos ininterruptos sustentaram os trabalhos num período crítico por envolver as fases de descoberta, confirmação e desenvolvimento inicial do uso das áreas de Cerrados. As fases seguintes de adoção e implementação receberam aportes substanciais da USAID e da Fundação Ford, contando, ainda, com a participação de vários grupos privados dos setores de corretivos, fertilizantes, defensivos e da indústria algodoeira. Várias organizações do governo brasileiro, bem como inúmeras pessoas individualmente, também colaboraram por meio de análises laboratoriais e outros tipos de assistência. Em São Paulo, O Instituto Agronômico de Campinas (IAC) e a Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ) foram grandes colaboradores.

Um fato interessante é que uma das missões originais do IRI no Brasil era identificar as razões do declínio da produção de café nas terras exauridas de São Paulo e corrigi-las economicamente. O envolvimento do IRI com os problemas de fertilidade dos solos de Cerrado era originalmente projeto de nível secundário.

Em 1950, quando o IRI iniciou seu trabalho, o sistema tradicional de produção de café no Brasil incluía a derrubada da mata, a queima da madeira e o plantio da lavoura nas áreas desmatadas. A fertilidade natural do solo era explorada por 20 ou 30 anos. Após esse período, a produtividade geralmente declinava abaixo do ponto de interesse, quando então as áreas eram abandonadas e destinadas a pastagens e exploração da pecuária. Esse sistema apresentava inúmeras repercussões negativas. Na medida em que as lavouras de café eram abandonadas e as áreas eram destinadas a atividades com menor demanda de mão-de-obra, como a pecuária e outras culturas menos lucrativas, ocorria uma desagregação nas comunidades locais e suas economias. Já nessa época, a prática de "derrubar e queimar" já havia consumido a maior parte da mata virgem do Estado de São Paulo. Simultaneamente, as plantações de café foram sendo empurradas rapidamente para as regiões de clima marginal do Paraná, onde as geadas constituíam uma ameaça constante.

O Programa de Lavouras de Café, sob o comando de James C. Medcalf, constituía-se num programa prático e focado no campo, tendo como base a Fazenda Cambuhy (também chamada de Fazendas Paulistas), em Matão, Estado de São Paulo, e com a coordenação do Instituto Agronômico de Campinas, instituição líder na pesquisa do café no Brasil. A maioria dos plantios dessa fazenda deu-se na época do "boom" do café durante a década

de 1920, e grande parte da lavoura estava decadente em termos de produtividade, situação típica das antigas fazendas de café do Estado. Um aspecto amplamente favorável à pesquisa é que havia na fazenda talhões de várias idades e em diferentes tipos de solos, além de excelentes informações a respeito das produtividades dos vários talhões, fertilizantes utilizados, danos de geadas, custos de produção, preços de vendas e outras variáveis.

Um aspecto interessante foi a forma técnica de encarar o problema de degradação da cafeicultura que incluía a revisão de toda a literatura publicada no Brasil e em outros países da América Latina, assim como trabalhos anteriores executados pelos ingleses, na África Oriental, e pelos holandeses, na Indonésia. As informações meteorológicas locais foram exaustivamente estudadas e para conhecer melhor os problemas nutricionais, o Dr. Wreal L. Lott, do IRI, auxiliou o Instituto Agronômico de Campinas a montar o primeiro laboratório de análises foliares da América Latina. Esse laboratório analisava, nas folhas do café, 13 elementos minerais essenciais para crescimento das plantas. Problemas nutricionais ou carências que poderiam limitar a produção do cafeeiro eram examinados da mesma forma com que as análises de sangue são usadas para diagnósticos médicos.

O Programa de Lavouras de Café estudou o uso de técnicas, tais como: calagem, adubações com NPK, irrigação, utilização de micronutrientes quelatizados, cobertura morta, plantio intercalar de leguminosas, problemas de nematóides nas raízes, uso do esterco de curral e outros tratamentos visando ao aumento da produtividade.

Em 1956, o IRI iniciou um Programa Intensivo de Fertilidade de Solos sob a supervisão do Dr. Colin McClung que, além de ter como meta principal a recuperação de solos de antigas matas para a produção de café, visava também identificar os fatores importantes na fertilidade do solo para o desenvolvimento de outras culturas da época, notadamente nos solos dos Cerrados, cujas características tinham alguma similaridade àqueles extremamente degradados oriundos das florestas. Era opinião do Dr. McClung de que a experimentação com o uso de culturas de ciclo curto traria progressos mais rápidos no objetivo final de obter informações economicamente viáveis para a cultura do café, pois esta demandaria cerca de cinco anos para atingir a maturidade e algumas décadas para completar um ciclo de vida. Além disso, o café caracterizava-se pelo ciclo bienal de produção, trazendo complicações adicionais nas interpretações estatísticas confiáveis.

Convencionou-se então que o programa deveria ser iniciado com experimentos em vasos na casa de vegetação, que serviriam como guia para os trabalhos que seriam posteriormente levados para o campo. A visão técnica era de que um largo espectro de possíveis tratamentos poderia ser avaliado nas casas de vegetação, onde o ciclo se completaria em três meses ou menos. O milheto "Pérola" (*Pennisetum americanum*), uma gramínea de crescimento rápido, foi a principal planta-teste. Com base nos resultados da casa de vegetação, os experimentos de campo foram então instalados com milho, soja e algodão, com duração aproximada de até seis meses. Após o acúmulo de um sólido conhecimento a partir desses experimentos, partiu-se para o plantio de café para testar os efeitos dos tratamentos mais promissores.

Em meados de 1958, já existia uma quantidade suficiente de resultados em vasos que justificasse o início de um grupo expressivo de experimentos de campo. Duas

localidades de Cerrados foram escolhidas, uma em São Joaquim da Barra (SP), onde o algodão e a soja foram as plantas-teste, e outra em Anápolis (GO), atendendo ao pedido de Bernardo Sayão, uma figura legendária encarregada de cuidar do planejamento geral do desenvolvimento e construção do novo Distrito Federal (Brasília), preocupado com a capacidade dos solos reconhecidamente pobres dos Cerrados de produzir alimentos para suprir Brasília.

Os resultados obtidos nas produções desses campos demonstrativos indicaram que os solos dos Cerrados eram deficientes em diversos nutrientes para as plantas e que estas respondiam prontamente ao uso de calcário e de fertilizantes. Respostas em termos de crescimento e produtividade foram obtidas com a adição de calcário dolomítico, N, P, K, Zn, S e Mo. As duas localidades apresentaram resultados diferentes, assim como diferentes foram também entre culturas no mesmo local, ficando evidente que havia necessidade de muito mais trabalho de campo para se chegar a uma "sintonia fina" das necessidades de nutrientes e de outros insumos para atingir produtividades mais rentáveis.

Os resultados dessas pesquisas envolvendo a área de fertilidade do solo, ao longo dos anos, foram publicados em 23 boletins técnicos, notas técnicas, dentre outros, das 58 publicações do IRI durante sua história.

Projeto FAO/ANDA/ABCAR

Em 1969, a ANDA (Associação Nacional para Difusão de Adubos) deu início a um ambicioso projeto, visando instalar 500 campos de demonstração de resultados de adubos em lavouras de arroz, milho, feijão e algodão no sul de Goiás, no Triângulo Mineiro e no sul de Minas Gerais. Posteriormente, estes se estenderam para o Mato Grosso e, em 1975, já compreendiam 3.000 campos experimentais.

A inspiradora e parceira do projeto foi a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO), que há seis anos comandava o mesmo tipo de ação em 17 países. Isso resultou em 45 mil demonstrações de resultados instalados em propriedades rurais para cerca de 1 milhão de agricultores, como um projeto da Campanha Mundial Contra a Fome. Outra importante parceira do programa foi a Associação Brasileira de Crédito e Assistência Rural (ABCAR), entidade à época responsável pela extensão rural em todo o País. Tal foi o êxito do projeto, conhecido como Projeto FAO/ANDA/ABCAR, que ele foi estendido para outras regiões do País em 1972 e chegou aos Estados do Nordeste, da Bahia ao Maranhão, que apresentavam um consumo incipiente de fertilizantes, os quais eram utilizados na cultura da cana-de-açúcar, em Pernambuco, e na do fumo, em Alagoas. Na época, foram instalados 300 ensaios de adubação e 1.500 campos de demonstração envolvendo as culturas do algodão, milho, mandioca, abacaxi, arroz e feijão.

Em 1977, por solicitação do agente financeiro da região, o Banco do Nordeste, o projeto foi prorrogado por três anos e abrangeu mais seis produtos: cana-de-açúcar, soja, citros, mamona, cebola e sorgo. Coordenado pelo escritório regional da ANDA no Nordeste, em Recife, comandado primeiro por Marcos Rocha e depois pelo saudoso Hermano Gargantini, que foi chefe da seção de Fertilidade do Solo do Instituto Agronômico de Campinas, o trabalho mobilizou o Ministério da Agricultura, Secretarias

Estaduais, Universidades e Órgãos de Pesquisa e Extensão. Em 1977, os ensaios de adubação já eram 750, os campos demonstrativos 3.500 e os Estados alcançados pelo projeto, nove. Nos seis anos que atuou no Nordeste, o projeto FAO/ANDA/ABCAR atingiu 347 municípios. A ANDA atuou com projeto semelhante no Paraná, onde o alvo foram as culturas do milho e do algodão, no Rio Grande do Sul (milho, soja, trigo, arroz), no Espírito Santo (batatinha) e nos Cerrados, com o apoio do IBEC Research Institute (IRI), e nas pastagens da Companhia de Melhoramentos do Norte do Paraná, 1976. Sem dúvida, foi esse o motivo que levou a FAO a adiantar na reunião de Roma, em 1972 que, "dentre os países onde o Programa de Fertilizantes apresenta resultados técnicos positivos e onde existe bom aproveitamento desses resultados, figuram o Brasil, Quênia, Argélia e Indonésia".

Operação Tatu

Outro programa que influenciou a fertilidade do solo, especificamente em nível regional, no Rio Grande do Sul, foi a famosa Operação Tatu. O relato que segue, adaptado de Freire et al. (2006) e SBCS–CQFS (2004), mostra que, nas décadas de 1950 e 1960, quem de Porto Alegre subisse ao Planalto Riograndense a partir de Soledade encontraria uma só paisagem até o rio Uruguai, para oeste, na fronteira com a Argentina: campos com capim barba-de-bode (*Aristida pallens*), indicador de solo pobre, e uma ou outra pequena lavoura de trigo ou de mandioca. A estrada era pavimentada até São Leopoldo, sendo o centro de cimento, e as laterais, de pedra. Até a fronteira era terra batida, de Santa Maria para o norte, à fronteira de Santa Catarina, a paisagem era a mesma.

Nas cidades, poucas indústrias de máquinas agrícolas rudimentares, "atafonas" para a produção de farinha de mandioca. Aquela paisagem mudava apenas na região de Santa Rosa, com as pequenas lavouras coloniais de milho, mandioca e, principalmente, soja. Esta era comum ser plantada intercalada com outra planta, como milho ou mandioca.

A situação geral da pesquisa agronômica, especialmente em fertilidade do solo, tinha bases errôneas, isto é, a baixa produtividade. Não se considerava a real necessidade das plantas para o crescimento e produtividade adequados. Adubos e corretivos eram simplesmente taxados de "antieconômicos". As recomendações técnicas eram para reduzir o uso de insumos: 500 a 1.000 kg ha^{-1} de calcário; e 50 kg ha^{-1} de P_2O_5, isto é, doses "homeopáticas". As respostas eram baixas ou nulas.

Os campos experimentais eram comumente conduzidos com a fertilidade "natural" sem amarração ao tipo e análise de solo. Havia preocupação em muitos centros, para a obtenção de cultivares "rústicos" ou tolerantes, isto é , resistentes à inanição.

O Projeto de Melhoramento da Fertilidade do Solo, denominado "Operação Tatu", surgiu com a implantação do Curso de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) em 1965. A denominação "Operação Tatu" foi devida à base na coleta de amostras do solo (cavando buracos) para análise química. Nessa época, foram iniciados os trabalhos de pesquisa, visando à identificação dos fatores responsáveis pela baixa produtividade dos solos do Estado do Rio Grande do Sul com destaque para a baixa disponibilidade de nutrientes, especialmente, o P, acidez e teores tóxicos de Al e Mn.

O primeiro município onde foi instalado o projeto foi Ibirubá, sendo executado pelo Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da UFRGS (que à época mantinha um convênio de cooperação técnica com a Universidade de Wisconsin, EUA, pela Secretaria da Agricultura, pelo Ministério da Agricultura por meio do IPEAS e pelo Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA).

Esse trabalho foi repetido em Santa Rosa, expandindo-se, a partir de 1967, para Três de Maio, Tuparendi e Horizontina, sob a coordenação da Associação Rural de Santa Rosa e da Associação Sulina de Crédito e Assistência Rural (ASCAR). Em 1968, já havia solicitação de 80 municípios para participar do projeto, que objetivava corrigir a acidez e a fertilidade do solo, além de controlar a erosão e estimular o emprego de melhores cultivares e a adoção de novas práticas de cultivo.

A comunidade local é que fazia o projeto considerando a necessidade de calcário, fertilizante, crédito, etc., envolvendo o agrônomo, o técnico rural, o agente do banco, o prefeito, as entidades de classe, enfim, os líderes da comunidade. Os estudantes de pós-graduação colhiam as amostras do solo e procediam às análises químicas para determinar a necessidade de calcário, P, K, teor de matéria orgânica e a adubação nitrogenada para as culturas não-leguminosas.

O Banco do Brasil passou a considerar a primeira aplicação de calcário e fertilizantes como investimento (pagamento de três a cinco anos) e as posteriores eram consideradas custeio. Lavouras demonstrativas eram estabelecidas. Caravanas de ônibus de outras regiões iam ver os resultados em Santa Rosa. Para a obtenção de crédito do Banco, era necessário comprovar a análise do solo e a compra de inoculante de rizóbio para a soja. Surgiram então outros laboratórios de análise do solo, além da Secretaria de Agricultura, UFSM, UFRGS, UFPEL, e foi criada a rede Riograndense e Catarinense de Laboratórios de Análise de Solo (ROLAS). Nessa época, a produtividade de soja no Estado era de 1.200 kg ha^{-1}.

Foi então estabelecida e difundida a filosofia para a obtenção de alta fertilidade e alta produtividade. Solos em que a recomendação era de 500 ou, no máximo, 1.000 kg ha^{-1} de calcário passaram a ter a recomendação de 4.000 a 5.000 kg ha^{-1} ou mais, para atingir valor de pH 6,0–6,5, além da aplicação de outros fertilizantes, especialmente o P. Nos experimentos e nas lavouras, a produtividade da soja passou de 2.000 para 3.000 kg ha^{-1} e o rendimento médio no Rio Grande do Sul atingiu 2.200 kg ha^{-1}. O consumo de calcário e de fertilizantes teve alto incremento, além de outras medidas de melhoria de manejo, conservação do solo e variedades mais produtivas.

A Operação Tatu manteve ações intensas até 1974, estendendo-se, pelo menos, até 1976. Uma avaliação dos efeitos desse projeto foi feita por Mielniczuk & Anghinoni (1976), em 20 lavouras, nos municípios de Santa Rosa, Tapera e Espumoso. Após um período de cinco a sete anos da primeira aplicação de calcário, o pH médio passou de 4,8 para 5,6 e a necessidade de calcário de 6,9 para 2,2 t ha^{-1}, o que correspondia a um efeito residual de 50 % em relação à primeira calagem. Os teores de P e K estavam adequados, e os produtores haviam corrigido o solo no restante da propriedade, obtendo altos rendimentos dos cultivos; demonstravam também entusiasmo pela utilização de práticas de melhoria da fertilidade e conservação do solo.

No Estado de Santa Catarina, a partir dos resultados obtidos pela "Operação Tatu" no Estado do Rio Grande do Sul, foi elaborado o Plano de Recuperação da Fertilidade do Solo, em meados de 1968, denominado "Operação Fertilidade", para ser executado a partir de 1969, com duração prevista até 1975. Os trabalhos de campo foram executados no município de Nova Veneza, região sul do Estado, em 1969, com a instalação de 16 lavouras demonstrativas com a cultura do milho, seguindo as normas técnicas preconizadas pelo "Plano", dentre elas, adubação corretiva e de manutenção e calagem pelo índice SMP para atingir pH 6,0. Nessas lavouras, foram aplicadas, em média, 8,1 t ha^{-1} de calcário. O rendimento médio dessas lavouras foi de 5.040 kg ha^{-1}. Nos anos seguintes, o "Plano" se expandiu para todo o Estado, e o consumo de calcário atingiu aproximadamente 50.000 t, em 1970, e 300.000 t, em 1980. Os trabalhos de campo, a partir da safra de 1970/71, foram executados pela Secretaria da Agricultura daquele estado e pela Associação de Crédito e Assistência Rural do Estado de Santa Catarina (ACARESC).

Destacam-se na elaboração e execução do projeto da Operação Tatu da Universidade de Wisconsin, EUA - John Murdock e Marvin Beaty J. R. e pela Faculdade de Agronomia da UFRGS - José G. Stammel, João Mielniczuk, Sérgio Wolkweiss e Egon Klamt, João Rui Jardim Freire; pela ASCAR (Emater) Paulo Kappel, e, como líder local, Pedro Carpenedo, entre outros.

Talvez as maiores contribuições resultantes da Operação Tatu tenham sido a introdução do princípio da calagem total, ou seja, a aplicação, em uma só vez, da quantidade de calcário necessária para corrigir a acidez do solo ao nível desejado e o desenvolvimento do conceito das adubações corretivas (principalmente de P e K), utilizadas na recuperação da fertilidade do solo, hoje difundidas em todo o País.

International Soil Fertility Evaluation and Improvement Project

Em junho de 1963, foi assinado um projeto entre a North Carolina State University e a Agência Internacional de Desenvolvimento dos EUA (USAID), cujos objetivos primários eram: (a) documentar as necessidades em relação à fertilidade do solo e à aplicação de adubos com a finalidade de aumentar a produção agrícola na América Latina, e (b) ajudar governos e agências que quisessem colaborar no desenvolvimento e manutenção de programas adequados de análise de solo. O Dr. R.B. Cate foi indicado como Diretor Regional do Projeto no Brasil e, juntamente com Leandro Vettori, Hermano Gargantini e Raul Edgar Kalchmann e outros, colaborou decisivamente para o sucesso do Programa.

Uma das maiores contribuições desse convênio para o desenvolvimento da análise de solos como um instrumento de diagnose da fertilidade do solo e recomendação de calcário e fertilizantes para a agricultura brasileira foi a instalação, nas décadas de 60 e 70, de uma série de laboratórios com sistemas de pipetagem automática que permitiam a cada laboratório a execução de até 150 análises de rotina por dia. Até então, nos 31 laboratórios brasileiros que realizavam essas análises, a capacidade máxima diária de operação era de 10–20 amostras.

A tarefa de pesagem das amostras de solos já preparadas foi substituída pelas chamadas "cachimbadas", onde os respectivos volumes uniformes eram medidos em séries de onze amostras, sendo repetida sempre uma amostra controle de características

de fertilidade conhecidas, para aferição dos resultados. A adição das soluções extratoras (KCl, para extração de Ca, Mg e Al, e o extrator Mehlich-1 (H_2SO_4 + HCl), para extração do K e P), era feita nos onze erlenmeyers que continham as amostras dispostas em bandejas de Al, por meio de um sistema de pipetagem automática a vácuo. Em seguida, essas bandejas com as amostras eram levadas a um agitador horizontal para o período normal de agitação e extração. Após a agitação e um período de repouso durante a noite, tiravam-se, também via pipetagem automática, onze extratos do líquido sobrenadante por vez. Outros conjuntos de pipetadores eram utilizados para se obterem alíquotas dos extratos de KCl, para a determinação do Ca e Mg trocáveis por titulação com EDTA, e de Al trocável, por titulação com NaOH 0,025 mol L^{-1}; dos extratos do Mehlich-1, onze alíquotas para a determinação de K por fotometria de chama e do P por colorimetria. O pH em água era também determinado em séries de onze amostras num processo semi-automatizado. Os laboratórios mais privilegiados, que já tinham aparelhos de absorção atômica, determinavam, também, Cu, Zn, Fe e Mn no mesmo extrato do Mehlich-1. Posteriormente, foram incluídos sistemas semi-automatizados para a determinação do S, B (este pelo extrator água quente), matéria orgânica, CTC.

Os protótipos desses laboratórios, que permitiam aumentar em cerca de 10 vezes a capacidade diária de análises nos laboratórios já em operação, foram desenvolvidos no Departamento de Ciência do Solo da North Carolina State University pelos Professores J. W. Fitts e Arvel H. Hunter, e os modelos de laboratórios e orientações para a sua fabricação e montagem foram distribuídos sem custo, pelo International Soil Testing Project, em dezenas de países na América Latina.

Deve ser ressaltado o trabalho fantástico do Dr. Leandro Vettori e do "mestre" Juca Abreu, do antigo Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solo, no Rio de Janeiro, que, artesanalmente, fabricavam os componentes básicos desses equipamentos, sendo as bases dos pipetadores fabricados em bronze, estando muitos em perfeita atividade até hoje. Posteriormente, esses pipetadores, diluidores e dispensadores passaram a ser fabricados por empresas que fabricavam instrumentos e equipamentos de laboratório no Brasil.

Além de contribuir para o desenvolvimento da análise de solos no Brasil, esse projeto estabeleceu, por meio de suas inúmeras publicações, orientações básicas de como realizar trabalhos em casa de vegetação e experimentos em campo com o objetivo de melhor calibrar os resultados das análises de solos com as respostas à adubação para diversas culturas. O Programa Nacional de Fertilidade do Solo, coordenado pelo Dr. Leandro Vettori, estabelecido em decorrência do International Soil Testing Project, que, durante muitos anos, funcionou para discutir os resultados desse convênio no Brasil, evoluiu, posteriormente, para as Reuniões Brasileiras de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas e, hoje, para as Reuniões Brasileiras de Fertilidade e Biologia do Solo (FERTBIO).

Tropical Soils Research Project

Iniciado em julho de 1970, sob a responsabilidade também do Departamento de Ciência do Solo da North Carolina State University, EUA, e contando com o apoio financeiro da USAID, por meio do contrato AID/csd 2806, este projeto representou uma suplementação e complementação às atividades do International Soil Fertility Evaluation

and Improvement Project. Os objetivos da fase 1 do projeto foram rever, analisar e interpretar a literatura publicada e outras fontes de informação relacionadas com os fatores de solo que influenciavam a produção das culturas nas regiões tropicais da América Latina e identificar os principais problemas e locais para pesquisas mais aprofundadas a serem desenvolvidas na fase 2 do projeto.

No Brasil, em estreita colaboração com as Universidades de Cornell e da Carolina do Norte (EUA) e pesquisadores do recém-criado Centro de Pesquisas Agropecuárias do Cerrado (CPAC), foram desenvolvidas várias teses de mestrado e de Ph.D., nos anos 70s e 80s, contando com estudantes de outros países e do Brasil, envolvendo os mais diversos aspectos básicos de manejo da fertilidade dos solos sob vegetação de Cerrados, com destaque para: (a) Métodos de recomendação de calcário, profundidade de incorporação e efeito residual; (b) Movimentação de Ca e Mg no solo; (c) Aprofundamento do sistema radicular pelo uso do gesso agrícola; (d) Fontes, doses e métodos de aplicação da adubação fosfatada corretiva e de manutenção; (e) Efeito residual de doses, métodos e épocas de aplicação de P; (f) Movimentação de K no solo; (g) Adubação com K e Mg; (h) Respostas à aplicação de micronutrientes e calibração de análises de solo, e (i) Adubação nitrogenada de culturas anuais, etc. Deve-se enfatizar que muitos dos princípios de manejo da fertilidade dos solos de Cerrado obtidos desses experimentos, notadamente pelos pesquisadores do CPAC: Wenceslau J. Goedert, Edson Lobato, Djalma M. G. de Souza e Enéas Z. Galrão, dentre outros, são válidos e aplicáveis até hoje.

Programas Interlaboratoriais de Controle de Qualidade de Análises de Solos

Um dos aspectos mais importantes ligados à fertilidade do solo e ao uso eficiente de corretivos e fertilizantes é que os laboratórios que se dedicam à execução de análises de solos, como instrumento básico e insubstituível nas tomadas de decisão, apresentem confiabilidade nos seus resultados.

Isso tem sido uma preocupação constante da Seção IV – Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, nos diversos Estados do País, o que levou a um grande esforço daqueles que atuam nesses segmentos no sentido de montarem programas regionais de controle de qualidade de laboratórios de análise de solos.

O primeiro programa regional (ROLAS), envolvendo análises de solo, foi estabelecido nos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, em 1968, e continua em operação até hoje. Outros programas envolvem os laboratórios de vários Estados que realizam os trabalhos de análise seguindo diferentes orientações, como o sistema IAC, iniciado em 1986, o PROFERT–MG, cuja área de atuação, desde 1987, é principalmente o Estado de Minas Gerais, o CELA–PR, no Paraná, iniciado em 1995, e o PAQLF, envolvendo laboratórios de diversos Estados e, ou, Regiões brasileiras, que utilizam o método da Embrapa desde 1992. Atualmente, 280 laboratórios do Brasil participam desses programas.

O princípio básico de atuação desses programas regionais envolveu, além da inclusão de amostras-controle de solos que são sistematicamente repetidas em relação a certo número de amostras de terceiros (normalmente a décima primeira amostra de uma série automatizada de 11 amostras), no envio periódico, pelo órgão coordenador, de amostras para verificação de possíveis desvios em relação à média dos resultados obtidos

em todos os laboratórios. Anualmente, os laboratórios que estiverem dentro dos padrões preestabelecidos recebem um selo de qualidade para seus resultados. Aqueles laboratórios que não se enquadrarem dentro de um teste de proficiência são orientados no sentido de buscar os motivos de diferenças dos resultados e correção dos mesmos.

Programa Interlaboratorial de Análise de Tecido Vegetal

Este programa de âmbito nacional, ligado à Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, foi criado em 1982, com o intuito de estimular e fomentar a prática da análise de tecido vegetal, que constitui, também, valioso instrumento na avaliação da fertilidade do solo e recomendação de fertilizantes.

Inicialmente, com 15 laboratórios, o Programa teve o objetivo de possibilitar aos seus participantes um diferencial no mercado mas, principalmente, uma maneira de correção de possíveis erros, garantindo uma análise de tecido vegetal correta e confiável a seus clientes.

Sob a coordenação do Prof. Dr. Godofredo Cesar Vitti, da ESALQ–USP (em Piracicaba, SP), desde o ano de 1988, o Programa, que conta com somente similares em nível mundial localizados na Holanda e França, mantém, atualmente, participação efetiva de 119 laboratórios, localizados em todo o território nacional, além de um situado no Uruguai.

O Programa baseia-se no envio de 16 amostras-controle de tecido vegetal, identificadas apenas por um número. A cada ano, materiais vegetais das mais variadas culturas são coletados para compor cada uma delas. Os laboratórios devem enviar os resultados de macro e micronutrientes dessas amostras, respeitando os prazos estabelecidos. Em cada prazo, os resultados de quatro amostras devem ser enviados, dividindo-se, assim, as análises ao longo do ano.

A avaliação dos resultados é realizada por meio de um procedimento estatístico elaborado especialmente para o Programa. Percentagem de acertos e freqüência de envio dos resultados são utilizadas para a avaliação final, e, a partir daí, uma nota é dada. Esta nota ou conceito varia de A a D, de acordo com a faixa de percentagem de acerto do laboratório. Apenas os laboratórios que obtêm conceito A ou B têm direito a um certificado de aprovação e ao uso dos selos de qualidade no ano seguinte ao das avaliações dos resultados.

Recomendações Oficiais de Corretivos e Fertilizantes

Outro aspecto da maior relevância envolvendo fertilidade do solo e produtividade das culturas no Brasil foi o grande esforço de órgãos ligados ao ensino, pesquisa e extensão de vários Estados no Brasil, no sentido de elaborarem, por Estado ou região, recomendações de corretivos e fertilizantes para as mais diferentes culturas com base na análise de solos e, em alguns casos, na análise foliar.

Até o início da década de 60, não havia, no Brasil, trabalhos de correlação e calibração de métodos de análises de solos – e muito menos de análises foliares – como base para a recomendação de corretivos e fertilizantes (veja capítulo XIII). A primeira tentativa neste sentido, de âmbito nacional, foi feita pelo Professor Robert Cate, Diretor Regional do International Soil Testing Project no Brasil em 1965, em um trabalho modesto, mas que foi a base para despertar o interesse sobre o assunto em diversos Estados ou Regiões.

As premissas básicas estabelecidas pelo Dr. Cate foram as seguintes: (1) abaixo de dado teor (nível crítico) de um nutriente no solo (determinado por análise de amostra obtida num laboratório padronizado), a probabilidade de resposta à adubação com este elemento será muito maior do que quando o teor revelado pela análise estiver acima do nível crítico; (2) a quantidade de adubo que pode ser aplicada pelo agricultor depende da relação entre o valor provável da produção e o custo do adubo, e (3) quando os solos estiverem bem abastecidos com P e K e não houver problema de acidez, quase sempre haverá resposta aos adubos nitrogenados (Cate & Vettori, 1968). É interessante notar que, neste trabalho, para aquela época, os critérios para interpretação de P, K, Ca + Mg e Al eram apenas baixos (abaixo do nível crítico) e médio/alto (acima do nível crítico).

Em âmbito estadual ou regional, foram publicados trabalhos muito mais elaborados e completos no Rio Grande do Sul (1969), Goiás (1970), Minas Gerais (1971), Espírito Santo (1977), Paraná (1978), São Paulo (1985), Distrito Federal (1987) e Rio de Janeiro (1988). Edições mais atualizadas dessas recomendações foram elaboradas nos Estados de São Paulo (1996), Pernambuco (1998), Minas Gerais (1999), Espírito Santo (2001), Rio Grande do Sul e Santa Catarina (2004). Para a região dos Cerrados, o livro "Cerrado: Correção do Solo e Adubação", editado pelos pesquisadores do CPAC, Djalma M. G. de Souza e Edson Lobato, em 2002, atende à filosofia de trabalho adotada em outros Estados e regiões abrangidas pelos Cerrados brasileiros.

Comitê de Qualidade da ANDA

Fator relevante para que se atinja a Produtividade Máxima Econômica das mais diversas culturas é, além do uso de doses adequadas de fertilizantes e corretivos, que esses produtos tenham garantias quanto à sua qualidade.

Foi pensando nisto que a ANDA instituiu, em maio de 1973, sob a responsabilidade do Professor José Carlos Alcarde (da ESALQ–USP), coordenador até os dias atuais, o Programa Interlaboratorial de Metodologia de Análise de Fertilizantes. Esse Programa, que envolveu as empresas associadas à ANDA, teve, como objetivo básico, uniformizar e aferir os trabalhos dos laboratórios que serviam de apoio aos sistemas de controle da qualidade da produção nas empresas. Consistia na distribuição de amostras homogêneas de fertilizantes aos laboratórios das empresas, que as analisavam com seus próprios métodos e remetiam os resultados à ANDA, para serem estatisticamente avaliados. Com base nessa avaliação, os resultados eram discutidos em reuniões mensais. Inicialmente, os métodos eram os utilizados nas próprias empresas. Logo houve a necessidade de padronizar esses métodos para que todos os laboratórios pudessem empregá-los. Em seguida, passou-se a estudar os problemas analíticos e a introduzir novos métodos, o que vem ocorrendo até hoje. Atualmente, a distribuição de amostras e reuniões são bimestrais. Os laboratórios que mostram bom desempenho no ano, de acordo com critérios preestabelecidos, recebem o Certificado de Proficiência Anual.

Por volta de 1980, foi criado o Programa Colaborativo de Controle de Qualidade, com o objetivo de estudar, analisar e discutir os diferentes aspectos técnicos que envolvem o controle da qualidade da produção de fertilizantes.

Hoje, esses dois Programas constituem o Comitê de Qualidade da ANDA, que conta, atualmente, com a participação de cerca de 55 laboratórios das maiores e mais importantes empresas de fertilizantes do Brasil. Esse Comitê, além de proporcionar meios e facilidades para a avaliação do controle da qualidade nas empresas, tem proporcionado inestimáveis colaborações ao Ministério da Agricultura no sentido de oferecer critérios para aperfeiçoar a legislação e a fiscalização da produção e comercialização de fertilizantes no Brasil.

Plano Nacional de Fertilizantes e Calcário Agrícola – PNFCA

Embora algumas das grandes empresas de fertilizantes já operassem no Brasil no fim dos anos 40s e no início da década de 50, até o início dos anos 60s, a demanda brasileira de matérias-primas para a fabricação de fertilizantes era, essencialmente, atendida por importações. A produção local restringia-se à exploração de uma mina de fosfato na década de 40, no Estado de São Paulo, a poucas unidades de amônia, ácido nítrico, nitrato de amônio e nitrocálcio e a alguns produtores de superfosfato simples.

Na segunda metade da década de 60, surgiram novas unidades de superfosfato simples e o primeiro complexo industrial de fertilizantes, pertencente à Ultrafértil, o que marcou o início da produção de ácido fosfórico no País. Essa empresa também instalou a primeira unidade de porte para a fabricação de amônia anidra, além da produção de ácidos nítrico e sulfúrico, nitrato de amônio e de fosfato diamônico. Outros projetos entraram em operação nos anos 70s.

Entretanto, a partir de 1971, a demanda de fertilizantes sofreu considerável impulso, principalmente em decorrência do início do desenvolvimento da agricultura na região dos Cerrados, no Brasil Central, sendo limitada, contudo, pela necessidade de importações adicionais a custos crescentes. Essa pressão de demanda, associada aos altos preços no mercado internacional, como conseqüência dos conflitos no Oriente Médio, além de outros fatores, resultou, em 1974, na formulação do Plano Nacional de Fertilizantes e Calcário Agrícola (PNFCA), cujo objetivo principal era a ampliação e a modernização da indústria brasileira de fertilizantes e calcário agrícola. Esse programa, um marco no desenvolvimento da indústria nacional de fertilizantes, estimulou a instalação de vários complexos industriais destinados à produção interna de matérias-primas e fertilizantes, com investimentos superiores a dois bilhões de US$.

Como resultado, a produção nacional de rocha fosfática, que, em 1974, representava apenas 20 % do consumo, evoluiu para uma condição de auto-suficiência em 1983. Em 1974, foram importados 32 % das necessidades de amônia e, em 1980, esta participação aumentou para 35 %, embora o consumo tivesse crescido quase 2,5 vezes. A mesma evolução pode ser observada para o ácido fosfórico, pois, em 1974, foram importados 46 % do consumo e, em 1985, apenas 3 %.

Quando se analisa o segmento produtor de fertilizantes simples, verifica-se que as importações de nitrogenados, que, em 1974, representavam 60 % do consumo, em 1986, situaram-se em 28 % e foram constituídas quase que integralmente de sulfato de amônio. Idêntica evolução pôde ser constatada para os fosfatados. Em 1974, importavam-se quase 60 % das necessidades e, em 1987, já existia uma capacidade de produção superior ao consumo, acarretando a ociosidade deste segmento.

Essa fase de quase auto-suficiência infelizmente não foi muito duradoura. Atualmente, diante do aumento da demanda e do não proporcional aumento da capacidade instalada de produção, a produção nacional equivale a 40 % do N, 50 % de P e 10 % do K.

Gesso Agrícola – Uma Descoberta Casual

Um dos fatores mais limitantes à produção agrícola na região dos Cerrados é a alta probabilidade da ocorrência de veranicos durante a estação das chuvas, associada à baixa capacidade de retenção de umidade e ao limitado crescimento do sistema radicular de várias culturas imposto pela deficiência de Ca e toxidez causada pelo Al no subsolo.

A descoberta do efeito do gesso em subsolos, promovendo crescimento radicular com aproveitamento da água em camadas mais profundas de solos durante veranicos, criou a expectativa de se poder melhorar os solos ao longo do perfil, para estimular o maior crescimento radicular. O gesso ($CaSO_4.2H_2O$), sal neutro, solúvel em água (2,5 g L^{-1}), é lixiviado ao subsolo onde reduz o efeito tóxico que o Al tem sobre as raízes, além de eliminar a deficiência de Ca, que também impede o crescimento radicular.

Entretanto, o que poucos sabem é que o início dos estudos desses efeitos do gesso agrícola surgiu mais ou menos por acaso. No início da década de 70, um agricultor do Paraná, Sr. Luiz Souza Lima, adquiriu uma propriedade no Distrito Federal, ao lado do PADEF – Programa de Assentamento Dirigido do Distrito Federal, que foi o segundo grande assentamento agrícola na região dos Cerrados. Por tradição trazida do Sul, esse agricultor utilizava, como fonte de P, o superfosfato simples, enquanto os agricultores do PADEF, a maioria formada por japoneses, utilizavam, como fonte desse nutriente, o termofosfato e o superfosfato triplo. Depois de uns 10–12 anos explorando a área, houve um veranico de mais de vinte dias de duração fazendo com que o milho e a soja dos agricultores do PADEF apresentassem severos sintomas de estresse hídrico e as mesmas culturas na propriedade do Sr. Souza Lima mantivessem um crescimento e desenvolvimento normais, sem demonstrar estresse hídrico.

O fato chamou a atenção de pesquisadores do CPAC (Centro de Pesquisas Agropecuárias dos Cerrados – Embrapa), que abriram trincheiras nas duas propriedades e observaram que o sistema radicular das culturas na área do PADEF alcançavam 60 cm de profundidade e que, na propriedade ao lado, as raízes das mesmas culturas estavam a 120 cm de profundidade. O solo era praticamente o mesmo e o único fator de manejo diferente era a fonte de P, como já mencionado. Começou-se então a especular que o maior aprofundamento do sistema radicular na propriedade do Sr. Souza Lima seria, possivelmente, resultante do efeito do uso contínuo, durante 10 a 12 anos, do superfosfato simples, que, como se sabe, apresenta, por tonelada, cerca de 480 kg de gesso, e que esse componente teria minimizado os efeitos do baixo teor de Ca e elevado teor de Al trocáveis no subsolo, permitindo maior aprofundamento do sistema radicular.

O que se seguiu a essa observação foi uma verdadeira explosão de trabalhos de pesquisa que visavam estudar os mais diferentes aspectos quanto aos efeitos do gesso agrícola no aprofundamento do sistema radicular. Esses trabalhos envolveram estudos

em laboratório procurando analisar melhor a química do gesso no solo; em casa de vegetação, procurando estabelecer níveis críticos de Ca trocável e de toxidez de Al que seriam limitantes ao crescimento radicular; em colunas de solos com estrutura deformada e natural, aplicando chuvas artificiais para acompanhar o movimento de Ca para o subsolo; experimentos em campo envolvendo combinações de doses de calcário e gesso para diferentes culturas e tipos de solo; e, finalmente, estabelecimento de critérios de diagnose para identificar solos com alta probabilidade de resposta ao gesso e a utilização de métodos de recomendação desse insumo.

Não seria exagero afirmar ser o Brasil é o país do mundo com o maior número de pesquisas envolvendo o gesso agrícola como melhorador das condições do subsolo para o desenvolvimento radicular, haja vista que dois simpósios, referentes ao assunto, foram realizados e os anais publicados (IBRAFOS, 1986, 2002), e um livro, publicado no Brasil em 1988 (Raij, 1988), está com a 2ª edição revisada e ampliada, no prelo. Como essas publicações não foram editadas em inglês, a comunidade científica internacional tem pouco conhecimento desses trabalhos.

Método de Extração de Nutrientes com Resina de Troca Iônica

No início da década de 80, no Estado de São Paulo, houve grande mudança nos métodos de análises de solos. Essas mudanças envolveram, principalmente, o método de extração com resina de troca iônica para P, Mg, K e Ca, a determinação do pH em $CaCl_2$ e o cálculo de calagem por meio da elevação da saturação por bases a valores preestabelecidos para diferentes culturas.

Os motivos dessas mudanças, principalmente em relação ao P disponível, foram basicamente os seguintes: (a) extratores ácidos como o Mehlich-1 e H_2SO_4, usados até então na quase totalidade dos laboratórios no Brasil, dissolvem resíduos de fosfatos naturais aplicados ao solo, podendo fornecer altos teores nas análises, mesmo em condições de deficiência no solo; (b) esses extratores tendem a extrair teores muito baixos[2] de P em solos argilosos que contêm teores suficientes de P disponível para as culturas, como nos Latossolos Roxos de baixa fertilidade, e (c) o método da resina dá melhor avaliação da biodisponibilidade de P em solos, conforme comparação de resultados de 70 trabalhos publicados em todo o mundo, com um coeficiente de determinação médio de 0,84 para solos ácidos, em comparação com um valor de 0,56 para o extrator Mehlich-1 (veja capítulo VIII).

Os trabalhos de pesquisa que permitiram a implementação desse método, em 1983, foram iniciados em 1973 sob a responsabilidade dos pesquisadores José Antonio Quaggio e Bernardo van Raij, do Instituto Agronômico de Campinas. Embora o método da resina de troca iônica seja considerado, mesmo internacionalmente, como bom extrator de P, ele é evidentemente um método mais complexo e, pela sua complexidade, é, muitas vezes, considerado inadequado para uso em análises de rotina.

---

[2] Baixos em valores, mas não em relação aos níveis críticos para solos de boa fertilidade.

A técnica que permitiu a viabilização do método nas análises de rotina foi a solução de um difícil problema prático, que era separar a resina do solo após 16 h de agitação da suspensão em água. A desagregação da terra foi obtida por meio de bolas de vidro colocadas antes da adição da resina, o que permitiu a separação, por peneiramento, da resina do solo após a agitação de 16 h.

Além disso, para permitir a automação na execução desse método, foram desenvolvidos, vários equipamentos. A adoção desse método em 93 laboratórios no Brasil e até no exterior é um atestado da superação dos problemas técnicos iniciais e da adequação do seu uso nas análises de rotina para avaliação da fertilidade do solo.

Método de Saturação por Bases

Até o início dos anos 80s, os métodos de recomendação da calagem utilizados no Brasil se restringiam ao método SMP, nos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, e ao do Al e Ca mais Mg trocáveis, utilizado em outros Estados.

O método da saturação por bases requer a determinação da soma de bases (SB), acidez potencial a pH 7,0 (H + Al) e, por cálculo, obtêm-se a capacidade de troca de cátions (CTC a pH 7,0) e a saturação por bases (V).

Esse método alternativo surgiu após o conceito de saturação por bases ser proposto como critério de calagem, pela primeira vez, no Brasil, no Instituto Agronômico de Campinas (IAC), segundo o trabalho de Catani & Gallo (1955), no qual a acidez potencial era extraída por uma solução de acetato de Ca 0,5 mol L^{-1} a pH 7,0 e posterior titulação com solução de NaOH.

É interessante comentar que, nesse trabalho, a saturação por bases era estimada a partir da determinação do pH, por meio da equação de regressão entre pH em H_2O e V (pH = 4,28 + 0,31 V), em vez de ser determinada diretamente. Com esse procedimento, perdia-se a exatidão do método e a determinação de H + Al pela extração com acetato de Ca era muito laboriosa, tornando o método impraticável para laboratórios de rotina.

Foi a partir do trabalho de Quaggio (1983), que se desenvolveu um procedimento prático para estimar a acidez potencial do solo (H + Al), por meio da medida do pH de equilíbrio da suspensão solo-solução tampão SMP. Esse procedimento permite a determinação de H + Al em amostras de solo com até 30 $cmol_c\ dm^{-3}$, com coeficiente de variação inferior a 6 %. O processo é prático e adequado aos laboratórios de rotina. Esse procedimento de determinação da acidez potencial tornou viável a introdução do método da saturação por bases como oficial para a recomendação de calagem no Estado de São Paulo, sendo hoje, também, utilizado em vários outros Estados da Federação.

Evolução das Análises de Micronutrientes nos Solos

A evolução da análise química de micronutrientes nos solos brasileiros pode ser dividida em três fases, de acordo com Lopes & Abreu (2000). A primeira, que é caracterizada pelos primeiros trabalhos abrangendo esse tipo de determinação, foi iniciada nos anos 40 em solos de São Paulo, envolvendo a determinação do Mn extraído por HCl 1 mol L^{-1} ou HNO_3 0,01 mol L^{-1}. Nesse período, houve inclusive uma tentativa de estabelecimento de cinco classes para interpretação dos resultados analíticos.

Na década de 50, com o início dos trabalhos de levantamentos de solos, também no Estado de São Paulo, outros micronutrientes, como o B e Cu, foram também determinados mediante o extrator HNO_3 0,01 mol L^{-1}, sem, entretanto, haver critérios de interpretação dos teores obtidos.

Como as soluções ácidas concentradas mostraram-se ineficientes em avaliar a disponibilidade de micronutrientes, iniciaram-se, então, estudos em solos paulistas e da região dos Cerrados, visando determinar os teores de B, Cu, Fe, Mn, Zn e Mo, usando diversas soluções extratoras, tais como ácidos diluídos, misturas de ácidos (Mehlich-1), soluções salinas tamponadas ou não e agentes quelantes. Uma limitação crítica dessa fase é que não se levou em consideração a extração de micronutrientes pelas plantas.

Na segunda fase, que compreendeu o final da década de 70 e até a de 80, os trabalhos de pesquisa enfocaram a seleção de extratores químicos para B, Cu, Fe, Mn e Zn, empregando, como critério básico, os valores de coeficientes de correlação obtidos entre os teores de micronutrientes no solo e as quantidades acumuladas nas plantas, sendo os estudos realizados, principalmente, em vasos e em casa de vegetação.

Nesse período, os métodos testados em solos das regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil foram, principalmente, aqueles que se destacaram na região temperada, quais sejam: (a) água quente e cloreto de Ca para B; (b) o extrator Mehlich-1 e o DTPA a pH 7,3 para Cu, Mn e Zn; (c) o acetato de amônio, sobretudo para Mn, e (d) o Mehlich-1, DTPA e HCl para Fe. Para o Mo, as pesquisas nos Estados de São Paulo e Pernambuco tiveram como enfoque o levantamento dos teores (total e solúvel) utilizando diversas soluções como: oxalato de amônio, ácido sulfúrico, ácido fluorídrico e ácido oxálico. Entretanto, há ainda hoje sérias restrições ao uso da análise de solo para avaliar a disponibilidade de Mo em condições de rotina.

Um fato, entretanto, prejudicava, ainda, a credibilidade da análise de micronutrientes, durante esse período. Na prática, os diversos laboratórios do País que incluíam, na sua prestação de serviços, a análise de micronutrientes em solos, utilizavam uma diversidade muito grande de extratores, sendo a opção por determinado extrator, muitas vezes, devida à sua facilidade de execução no laboratório, e não à sua eficiência analítica.

A terceira fase, iniciada nos anos 90s, foi marcada por uma vasta produção científica envolvendo micronutrientes, estimulada, em grande parte, pela ocorrência mais freqüente de deficiências e pelo esforço de algumas instituições de pesquisa em padronizar técnicas de extração e adaptar, em condições de análises de rotina, processos de extração de micronutrientes agronomicamente eficazes. Dezenas de experimentos de calibração foram realizados no campo, procurando estabelecer níveis críticos e faixas de interpretação das análises para vários micronutrientes, envolvendo culturas como soja, milho, sorgo, arroz, algodão, café e cana-de-açúcar, principalmente.

Como resultado desses mais de cinqüenta anos de pesquisas envolvendo a análise de micronutrientes nos solos do Brasil, embora hoje ainda haja certa diversidade de métodos de análise, podem-se estabelecer, basicamente, três diferentes grupos de laboratórios em relação a extratores usados: (1) Rio Grande do Sul e Santa Catarina – Cu e Zn: HCl 0,1 mol L^{-1}; B: água quente; Mn: Mehlich-1; Fe: oxalato de amônio a pH 3,0; (2)

Sistema IAC – B: cloreto de bário; Cu, Zn, Mn e Fe: DTPA a pH 7,3; e (3) Sistema Mehlich-1 – Zn, Cu, Mn e Fe: Mehlich-1; B: água quente.

Para mais detalhes sobre micronutrientes consultar capítulo XI.

Fixação Biológica de Nitrogênio

O desenvolvimento do conhecimento sobre fixação biologia de N_2 (FBN), no Brasil, ocorreu notadamente nas plantas leguminosas, sendo a FBN, um dos fatos mais marcantes na dinâmica de N no sistema solo-planta-atmosfera. Embora seja um assunto intimamente ligado à Microbiologia do Solo, sua importância e a inter-relação com a Fertilidade do Solo no Brasil justificam um tópico neste histórico.

No Instituto Agronômico de Campinas (IAC), instituição com mais de 100 anos de existência, foram iniciados os estudos sobre Microbiologia do Solo no Brasil, envolvendo as áreas de decomposição de resíduos, fixação biológica do N (FBN) e testes microbiológicos de fertilidade do solo. Os primeiros trabalhos sobre avaliação da quantidade de N fixado por leguminosas e sobre a inoculação, realizados no IAC, são do final do século dezenove e início do século vinte. Na década de 30, foi produzida grande quantidade de inoculante para alfafa e, no seu final, quando já se dispunha de algumas variedades de soja selecionadas no Estado de São Paulo, a importância do cultivo dessa leguminosa e da inoculação eram enfatizados. Nesse período, o Serviço da Indústria Animal do Estado de São Paulo também produziu inoculantes e conduziu testes com inoculantes para soja com resultados positivos.

A filosofia do uso da FBN como forma exclusiva de adição de N para nutrição da soja foi consolidada a partir da década de 50 e, desde então, vem fundamentando os programas de melhoramento de leguminosas do IAC. Para assegurar a adoção da técnica da inoculação da soja, o IAC produzia inoculante que era distribuído pelos Postos de Sementes e comercializado nas Casas da Lavoura, com recomendação e instruções para uso, integrando três órgãos da Secretaria da Agricultura do Estado. Esse sistema funcionou até o surgimento de empresas privadas que se interessaram pela produção de inoculante.

Também no início da década de 50, outros dois importantes núcleos de Microbiologia do Solo foram criados no Brasil: o IPAGRO, no Rio Grande do Sul, e outro, no km 47 da Antiga Estrada Rio-São Paulo, no Estado do Rio de Janeiro, hoje Embrapa- Agrobiologia, em Seropédica, RJ.

A contribuição prática da FBN pode ser mensurada pelos números decorrentes do uso de inoculantes de rizóbio em diversas culturas, substituindo total ou parcialmente os fertilizantes nitrogenados e propiciando uma economia significativa nos custos de produção (Quadro 1).

No Brasil, o melhor exemplo é a soja. A área plantada com essa cultura foi de 21,4 milhões de hectares (englobando as cinco regiões do Brasil) em 2003, resultando na segunda maior produção entre as lavouras anuais em 2004: 49,8 milhões de toneladas de grãos com produtividade média de 2,3 t ha^{-1}. Considerando que os grãos apresentam 87 % de matéria seca, obtiveram-se 43,3 milhões de toneladas de grãos secos com 6 % de N, que constituíram 2,6 milhões de toneladas de N exportadas da lavoura. Como o N

Quadro 1. Exemplos de leguminosas nodulíferas com respectivas taxas de fixação biológica de N_2

Leguminosa	N
	kg ha^{-1} ano^{-1}
Alfafa (*Medicago sativa*)	127-333
Amendoim (*Arachis hypogaea*)	33-297
Calopogônio (*Calopogonium mucunoides*)	64-450
Caupi (*Vigna unguiculata* sin. *Vigna senensis*)	73-240
Centrosema (*Centrosema pubescens*)	93-398
Crotalária (*Crotalaria juncea* L.)	146-221
Clitória (*Clitoria ternatea*)	197-249
Cudzu tropical (*Pueraria phaseoloides*)	100
Desmódio (*Desmodium* sp)	24-380
Ervilha (*Pisum sativum*)	17-244
Ervilhaca comum (*Vicia sativa*)	90
Ervilhaca-peluda (*Vicia villosa*)	110-184
Estilosantes (*Stylosanthes* sp.)	20-263
Fava (*Vicia fava*)	53-330
Feijão (*Phaseolus vulgaris*)	4-165
Feijão-de-porco (*Vicia* sp. e *Canavalia ensiformis*)	57-190
Galáctia (*Galactia striata*)	181
Gliricidia (*Gliricidia sepium*)	86-309
Grão-de-bico (*Cicer arietinum*)	41-270
Guandu (*Cajanus cajans*)	7-235
Guar (*Cyamopsis psoraloides*)	37-196
Lentilha (*Lens culinaris*)	35-192
Lespedeza (*Lespedeza stipulacea*)	193
Leucena (*Leucaena leucocephala*)	400-900
Mucuna-preta (*Stizolobium aterrinum*)	157
Neonotonia wightii Lacrey (sin *Glycine wightii* Verdc.)	160-450
Prosopis glandulosa	2-61
Sebania cannabina	126-188
S. rostrata	324
S. sesban	7-18
Siratro (*Macroptilium atropurpureum*)	70-181
Soja (*Glycine Max*)	17-450
T. hybridum	21
T. indica	64
Tremoço (*Lupinus* sp.)	32-288
Trevo-branco (*Trifolium repens*)	128-291
Trevo-doce (*Melilotus alba*)	9-140
Trevo-egipcio (*Trifolium alexandrinum*)	62-235
Trevo-vermelho (*Trifolium pratense*)	17-373
Trevo subterrâneo (*Trifolium subterraneum*)	21-207
Trigonela (*Trigonela fanum-gracum*)	44
Vigna sp.	63-345
Zornia glabra	9-201

Fonte: Moreira & Siqueira (2006) citando Calegari et al. (1993); Hardarson (1993); Peoples et al. (1995).

nos grãos representa, em média, 80 % do N total da planta, o conteúdo total de N na planta foi de 3,2 milhões de toneladas. A contribuição da FBN em soja, calculada por técnicas isotópicas, é relatada como sendo de, no mínimo, 70 %. Desse modo, foram fixados pelo menos 2,3 milhões de toneladas de N pela cultura. Se essa quantidade de N tivesse de ser fornecida por fertilizantes nitrogenados, teríamos de considerar uma eficiência média de 60 %, sendo então necessários 3,8 milhões toneladas de N-fertilizante. Como a uréia contém 46 % de N, o total deste fertilizante nitrogenado requerido seria de 8,2 milhões toneladas, que, ao preço de 170 US$ t^{-1} (F & P, frete e porto-outubro de 2003), custariam, aproximadamente, 1,4 bilhão de dólares (Moreira & Siqueira, 2006).

Dois nomes brasileiros poderiam ser citados no que se refere ao reconhecimento de suas contribuições para o desenvolvimento da Microbiologia do Solo no Brasil: o Dr. J.R. Jardim Freire e a Dra. Johanna Döbereiner. O Dr. Jardim Freire, pela valiosa contribuição na formação de vários pesquisadores e professores que trabalham na área, pela instalação da indústria de inoculantes no Brasil e pela coordenação do Centro de Recursos Microbiológicos para a América Latina-MIRCEN. A Dra. Döbereiner, pela sua importante contribuição para o conhecimento da interação de microrganismos diazotróficos na rizosfera de gramíneas, com estudos iniciados na década de 50, que tiveram repercussão internacional e consolidou sua liderança mundial nesse assunto, além de sua contribuição na formação de vários pesquisadores da Embrapa e de outras instituições do Brasil de outros países latino-americanos.

MANEJO DA FERTILIDADE DO SOLO NO CONTEXTO ATUAL E FUTURO DA AGRICULTURA BRASILEIRA

Causas da Baixa Fertilidade dos Solos

Importância do Solo nos Ecossistemas

O solo, o meio principal para o crescimento das plantas, é uma camada de material biologicamente ativo, resultante de transformações complexas que envolvem o intemperismo de rochas e minerais, a ciclagem de nutrientes e a produção e decomposição de biomassa. Uma boa condição de funcionamento do solo é fundamental para garantir a capacidade produtiva dos agroecossistemas. Uma boa qualidade do solo é importante também para a preservação de outros serviços ambientais essenciais, incluindo o fluxo e a qualidade da água, a biodiversidade e o equilíbrio de gases atmosféricos.

A presença de nutrientes é um dos aspectos fundamentais que garantem a boa qualidade dos solos e o seu bom uso e manejo, principalmente no caso de agroecossistemas. Em ecossistemas nativos, a ciclagem natural de nutrientes é a grande responsável pela manutenção do bom funcionamento do solo e do ecossistema como um todo. Essa ciclagem é fundamental para manter o estoque de nutrientes nos ecossistemas naturais, evitando a perda da fertilidade natural do solo. O relatório do biênio 2000–2001 do World Resources Institute revela que os agroecossistemas cobrem mais de um quarto da área global da terra e que quase três quartos desses agroecossistemas

apresentam baixa fertilidade do solo o que, aliado a condições de relevo íngreme, pode afetar sobremaneira a produção agrícola (WRI, 2000).

Mas, o que vem a ser um solo fértil? Todo solo fértil é necessariamente produtivo? Quais são as causas da baixa fertilidade dos solos?

Solo Fértil e Solo Produtivo

As duas primeiras perguntas podem ser respondidas por meio de uma das definições do que venha a ser um solo produtivo, a qual é a seguinte: solo produtivo é um solo fértil, ou seja, que contém os nutrientes essenciais em quantidades adequadas e balanceadas para o normal crescimento e desenvolvimento das plantas cultivadas e que apresenta ainda boas características físicas e biológicas, está livre de elementos tóxicos e encontra-se em local com fatores climáticos favoráveis (veja capítulo II).

Nota-se, pois, que um solo pode ser fértil sem necessariamente ser produtivo. Nota-se ainda que a fertilidade do solo pode advir de causas naturais ou ser criada pela adição de nutrientes aos solos durante o cultivo.

Um ponto importante a ser considerado com relação à fertilidade do solo e que tenta responder à última das três perguntas anteriores é que muitos solos não são naturalmente férteis e que mesmo aqueles férteis podem, sob manejo inadequado, transformar-se em solos de baixa fertilidade. Depreende-se, diante disso, que as causas da baixa fertilidade dos solos podem ser tanto naturais quanto antrópicas (decorrentes do manejo inadequado do solo pelo homem).

Um estudo do World Resources Institute (Wood et al., 2001) mostra que, dentre os aspectos adversos ligados à baixa fertilidade dos solos no mundo, a alta acidez (freqüentemente associada à toxidez por Al) e as baixas reservas de K merecem destaque (Quadro 2). No caso específico das regiões tropical e subtropical subúmida e úmida, além desses aspectos, também a alta capacidade de fixação de P é um importante fator determinante da baixa fertilidade dos solos (veja capítulo VIII). Um trabalho encomendado pela FAO em 2000 (Bot et al., 2000) revela que a toxidez causada por Al afeta cerca de 63 % de toda a área de solos do Brasil e que 25 % do território brasileiro apresenta solos com elevada capacidade de fixação de P.

Baixa Fertilidade: Natural ou Não?

Conforme já enfatizado, a baixa fertilidade dos solos pode ter tanto causas naturais quanto antrópicas. Como causas naturais, destacam-se que a gênese do solo e o intemperismo como principais fatores causadores da baixa fertilidade, particularmente em grande parte das regiões tropicais e subtropicais, onde a remoção de nutrientes do solo é mais acelerada, em razão das condições de altas temperaturas e precipitações pluviais. O fato de o Brasil possuir grande extensões de terra com problemas de fertilidade relacionados com a alta acidez e toxidez por Al, além de alta capacidade de fixação de P, é, em grande parte, conseqüência de sua localização na região tropical.

Além das causas naturais, também aquelas antrópicas – provocadas pelo manejo inadequado do solo – podem ser causadoras da baixa fertilidade dos solos. Uma dessas

Quadro 2. Áreas agrícolas (valores relativos) afetadas por adversidades em diferentes regiões agroclimáticas do mundo

Característica	Região agroclimática							
	Trópico árido e semiárido	Trópico subúmido e úmido	Subtrópico árido e semiárido	Subtrópico subúmido e úmido	Temperado árido e semiárido	Temperado subúmido e úmido	Boreal	Total
	%							
Percentual da área total	14,4	23,5	9,4	13,8	20,1	18,0	0,8	100
Livre de adversidades	8,4	5,5	24,1	14,6	25,5	23,1	31,6	16,2
Drenagem pobre	7,9	13,1	5,6	14,7	13,1	24,3	33,9	14,0
Baixa capacidade de troca de cátions	11,8	8,9	3,2	0,2	0,1	0,6	0	4,2
Toxidez de Al	7,2	41,5	1,1	25,3	1,1	14,3	13,9	17,2
Acidez	29,6	25,5	13,6	25,2	9,6	39,5	38,4	24,6
Alta capacidade de fixação de P	1,2	13,0	0	14,3	0	0,3	0	5,2
Aspecto vértico	16,5	2,9	4,3	5,3	0,1	0,5	0	4,3
Baixa reserva de K	11,9	52,0	1,3	25,6	0,1	5,7	0	18,6
Alcalino	4,1	1,0	25,3	3,8	23,9	6,7	0	9,5
Salinidade	2,6	0,6	11,8	0,9	5,5	0,9	0	3,0
Aspecto nátrico	3,9	0,9	7,6	3,3	14,9	1,3	0	5,1
Raso ou pedregoso	13,3	7,1	15,6	14,3	9,8	5,1	9,2	10,0
Baixa capacidade de retenção de umidade	20,8	12,8	13,9	4,5	5,0	13,4	6,9	11,3

Fonte: Adaptado de Wood et al. (2000).

causas antrópicas é a exaustão de nutrientes do solo provocada pelas retiradas pelas culturas, maiores que pelas adições via adubação. Estimativas diversas neste sentido revelam que o déficit anual médio de nutrientes no Brasil encontra-se entre 25 e 35 kg ha^{-1} de $N + P_2O_5 + K_2O$, ou seja, o estoque de nutrientes do solo está sendo esgotado ano após ano. Isso pode levar até mesmo solos anteriormente considerados férteis a tornarem-se não-férteis, tendo, assim, sua capacidade produtiva prejudicada. Levantamento do International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), atualmente World Soil Information, estimou que cerca de 240 milhões de hectares de solos no mundo (área equivalente à região dos Cerrados brasileiros) estão comprometidos no que diz respeito à sua integridade química, o que está ligado, dentre outros fatores, à deficiência de nutrientes, a qual representa a maior causa de degradação química dos solos no mundo, atingindo cerca de 136 milhões de hectares (dos quais 68 milhões de hectares localizam-se na América do Sul) (Oldeman et al., 1991).

Um ponto importante a considerar quando se trata de baixa fertilidade provocada por causas naturais ou até mesmo por exaustão do solo é que estas duas primeiras causas podem ser corrigidas facilmente, mediante reposição de nutrientes via adubação mineral e orgânica, bastando, para isso, que o agricultor faça uso da análise de solo e de

planta (foliar ou do produto colhido) para diagnosticar possíveis problemas ligados à fertilidade do seu solo.

Um problema maior ligado às causas não-naturais de queda da fertilidade do solo está relacionado com a erosão. A erosão é a maior causa de degradação de solos no mundo, que tem conseqüências, às vezes permanentes, sobre a fertilidade dos solos. Neste sentido, vale lembrar que a exaustão de nutrientes dos solos também é causa de erosão, visto que reduz a cobertura vegetal e, com isso, a resistência do solo à erosão. A erosão atinge cerca de 13 % da superfície do planeta, segundo estudos do World Soil Information, afetando cerca de 1,65 bilhão de hectares de terra que se encontram degradados em todo o mundo (Oldeman, 2000). O pior aspecto da queda de fertilidade do solo causada pela erosão é que, ao contrário da exaustão causada por extração de nutrientes em taxa maior que a reposição ou da baixa fertilidade por causas naturais, as quais podem ser recuperadas de maneira simples, a erosão resulta, algumas vezes, em degradação de difícil recuperação ou até mesmo em dano irreparável à capacidade produtiva do solo.

Preservar a Matéria Orgânica do Solo é Fundamental

Um dos piores aspectos da erosão e que afeta grandemente a fertilidade dos solos é a perda da matéria orgânica do solo (MOS). Também práticas de manejo inadequadas, como, por exemplo, a adoção do cultivo intensivo, em vez do cultivo mínimo ou do plantio direto, podem levar à queda rápida do teor de MOS. Isto é particularmente relevante em solos altamente intemperizados, localizados na região tropical, como é o caso de extensas áreas do Brasil. A MOS pode ser considerada o indicador mais simples e entre os mais importantes para se medir a qualidade do solo e, conseqüentemente, dos agroecossistemas. Alguns efeitos benéficos que a MOS proporciona são:

1. Estabiliza e agrega partículas de solo, reduzindo a erosão;
2. Provê uma fonte de C e energia para os microrganismos do solo;
3. Melhora o armazenamento e o fluxo de água e de ar no solo;
4. Armazena e provê nutrientes como N, P e S;
5. Mantém o solo menos compactado e mais fácil de trabalhar;
6. Retém C da atmosfera e de outras fontes;
7. Retém nutrientes como Ca, Mg e K, pois aumenta a CTC do solo; e
8. Serve para reduzir possíveis efeitos ambientais negativos decorrentes de uso inadequado de pesticidas ou de disposição de poluentes no solo.

Por fim, é sempre bom relembrar que o solo é o compartimento ambiental primário que suporta a agricultura e, conseqüentemente, a sobrevivência do ser humano na face da terra. Manter e aumentar o teor de MOS são condições primordiais para evitar a diminuição da fertilidade dos solos e para garantir sua qualidade e seu funcionamento em agroecossistemas produtivos (veja capítulo VI).

Produtividade Agrícola Brasileira, Fertilidade do Solo e Uso Eficiente de Corretivos e Fertilizantes

Impacto do Manejo da Fertilidade do Solo e do Uso Eficiente de Corretivos e Fertilizantes nas Lavouras

O investimento em técnicas para a melhoria da qualidade dos solos no Brasil pode ser mais bem avaliado quando se olham seus números. O manejo da fertilidade do solo por meio do uso eficiente de corretivos e fertilizantes é responsável, dentre os diversos fatores de produção, por cerca de 50 % dos aumentos de produção e produtividade das culturas. Os dados da figura 4 traçam um paralelo entre a evolução do consumo de fertilizantes, em termos de $N + P_2O_5 + K_2O$, e a evolução da produção de 16 culturas (matéria seca) no Brasil, de 1970/71 a 2002/03. O que fica evidente é a relação estreita entre essas duas variáveis.

Apenas no período de 1977/78 a 1980/81 e em anos mais recentes, a partir de 1997, o aumento do consumo de fertilizantes não correspondeu, na mesma intensidade, a um aumento na produção dessas 16 culturas. Dois fatores podem explicar esse comportamento: (a) O período de 1977/78 a 1980/81 foi o de intensificação de abertura dos solos de Cerrado no Brasil, os quais, normalmente, levam quatro a cinco anos para serem corrigidos, antes de passarem a responder com adequada produtividade. Foi também o período em que ocorreu o corte de subsídios à agricultura, havendo grandes estoques acumulados nas propriedades rurais em face de possíveis cortes desses subsídios, o que veio a ocorrer no início dos anos 80, (b) A partir de 1997, esse comportamento pode ser explicado pela constatação de uma necessidade maior de adubos para a recuperação de áreas marginais do Cerrado, principalmente de solos mais arenosos, os quais têm baixa fertilidade natural mas bom potencial produtivo. Também foi observado um incremento maior no uso de fertilizantes minerais na adubação da cana-

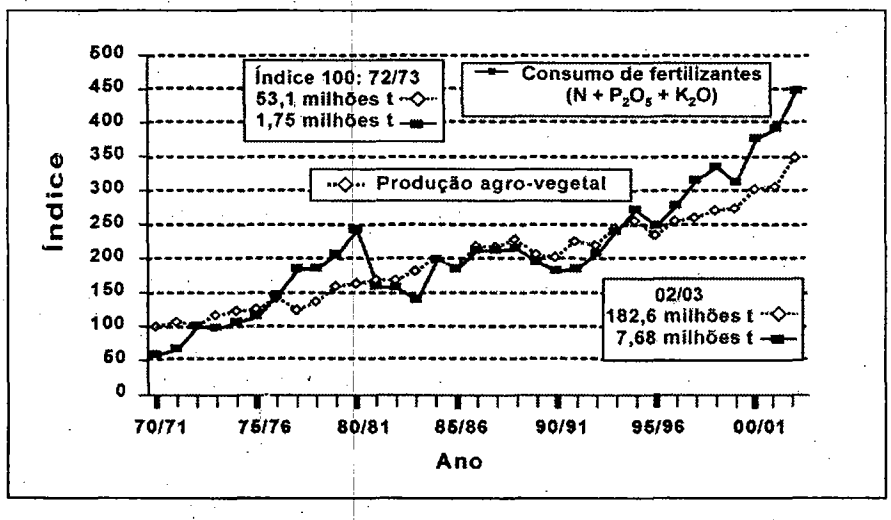


Figura 4. Evolução da produção agrovegetal (toneladas de matéria seca) das 16 principais culturas no Brasil em comparação com o consumo de fertilizantes minerais ($N + P_2O_5 + K_2O$) no período de 1970-71 a 2002-03.

Fonte: ANDA (2003); IBGE (2005).

de-açúcar, em substituição ao vinhoto, cuja disponibilidade vinha se reduzindo em decorrência de novas técnicas na destilação do álcool.

Para entender melhor o comportamento do consumo de fertilizantes no Brasil, compare-se o consumo médio de nutrientes em alguns países em 1990/91 (Figura 5). Nesse ano safra, o consumo no Brasil foi de 52 kg ha^{-1}de N + P_2O_5 + K_2O. Esse consumo repetiu o de 1987/88 e, na verdade, a série histórica anual anterior se manteve nesse patamar por muitos anos.

O ponto que deve ser enfatizado é que esse consumo médio anual de nutrientes era considerado muito baixo, diante da baixa fertilidade natural da maioria dos solos brasileiros. Por outro lado, estimativas de um consumo adequado, em 1990/91, dada a exportação média de nutrientes pelas principais culturas, eram de cerca de 120 kg ha^{-1}.

Dois outros aspectos relevantes sobre o consumo de fertilizantes no Brasil em relação ao de outros países (Figura 5). Um deles trata do aumento do consumo de nutrientes por hectare na China, que saltou de 224 kg ha^{-1}, em 1987/88, para 295 kg ha^{-1},em 1990/91. Esse aumento, de 71 kg ha^{-1}, foi maior do que a média histórica de consumo no Brasil, de 52 kg ha^{-1}. Tal fato teve profundas implicações com o aumento da produção e da produtividade na China em comparação com o Brasil. Apenas no caso da soja, a produtividade brasileira mostrou-se superior à da China (Figura 6).

Por outro lado, o consumo na Holanda, que era de 741 kg ha^{-1}, em 1987/88, caiu para 602 kg ha^{-1}, em 1990/91, e para 545 kg ha^{-1}, em 1998. Essa queda de consumo de fertilizantes na Holanda se justifica. Com grande parte de solos arenosos e lençol freático elevado, as altas taxas anuais de aplicação de fertilizantes minerais, aliadas à grande utilização de esterco animal, levaram a Holanda a ter sérias restrições ambientais e ao estabelecimento de limites máximos desses insumos utilizados na agricultura.

Em 1998, o Brasil aumentou o seu consumo médio para 110 kg ha^{-1}, em 2002 para 138 kg ha^{-1} de nutrientes e, em 2004, atingiu 154 kg ha^{-1} (Figura 7), o que, sem dúvida, foi um dos fatores mais importantes para os recentes aumentos na produção de grãos.

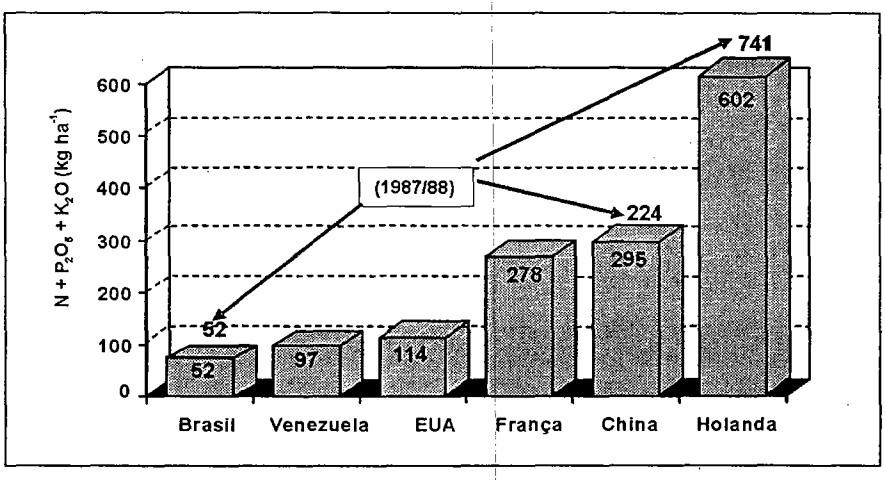


Figura 5. Consumo de fertilizantes (N + P_2O_5 + K_2O) no Brasil em comparação com o de outros países em 1991. Números acima das colunas referem-se ao consumo de quatro anos antes.
Fonte: IFA (2005).

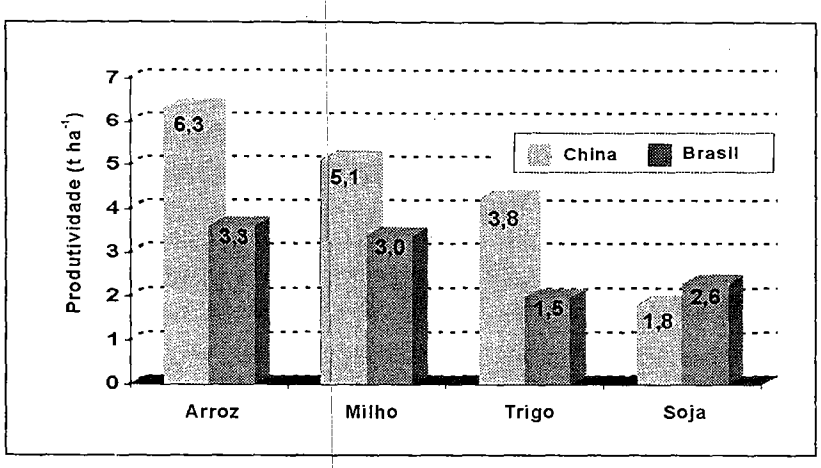


Figura 6. Produtividade média da China e do Brasil para várias culturas em 2004. Nesse ano, a produção total desses grãos foi de 455 milhões t para a China e de 113 milhões t para o Brasil.

Fonte: ANDA (2005); FAO (2005).

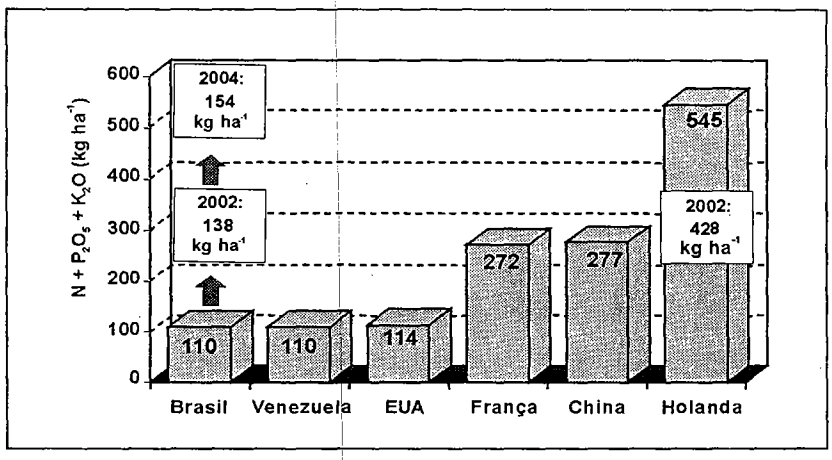


Figura 7. Consumo de fertilizantes ($N + P_2O_5 + K_2O$) no Brasil em comparação com o de outros países em 1998, com a Holanda em 2002 e no Brasil em 2002 e 2004.

Fonte: IFA (2005); ANDA (2003, 2005).

O aumento no consumo, bem como o uso mais eficiente de fertilizantes minerais, ocorrido no Brasil e mantido nos últimos anos, é, certamente, um componente importante no aumento da produção e da produtividade da maioria das culturas, principalmente aquelas consideradas de exportação. Essa foi uma tendência também para outros países (Figura 8), tendo sido o Brasil o único, em comparação com a China, a Índia e os países em desenvolvimento, que, no período considerado (1984–1994), apresentou aumento médio da produção de grãos significativamente superior ao aumento médio no consumo de fertilizantes. Esse fato é uma prova inquestionável de aumento da eficiência do uso de fertilizantes, nesse período, no País.

Há outro ponto a destacar quando se distingue o consumo de fertilizantes por grupos de culturas. As chamadas culturas de exportação, como citros, soja, cana e café, e que apresentam, em geral, mais altas produtividades, consomem muito mais fertilizantes que os produtos da cesta básica (mandioca, feijão, arroz e milho), que utilizam, com

menor intensidade, as técnicas disponíveis, incluindo doses de fertilizantes muito aquém das recomendadas pela pesquisa para que sejam alcançadas maiores produtividades (Figura 9).

Dentre o três macronutrientes primários, N, P e K, a utilização de doses muito aquém das adequadas é muito mais crítica para o N. Os dados da figura 10 mostram a evolução no Brasil da relação de consumo de $N/P_2O_5/K_2O$, nas décadas de 50 e 60, e de 1970 até 2004. Em 1970, essa relação era de 0,67/1,0/0,8 e, em 1976, atingiu 0,37/1,0/0,52.

Esse aumento relativo no consumo de P_2O_5 em relação ao N, em 1976, foi resultado da explosão da ocupação dos solos da região dos Cerrados, via incentivos governamentais. Como esses solos são extremamente deficientes em P, esse aumento era plenamente justificável.

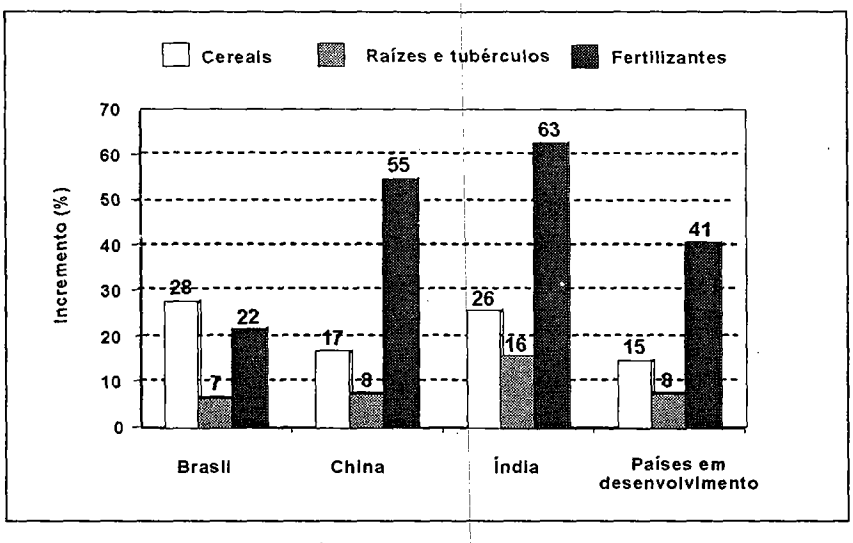


Figura 8. Incremento no consumo de fertilizantes e na produtividade de cereais e raízes e tubérculos no Brasil, China, Índia e países em desenvolvimento no período de 1984 a 1994.

Fonte: WRI (2005).

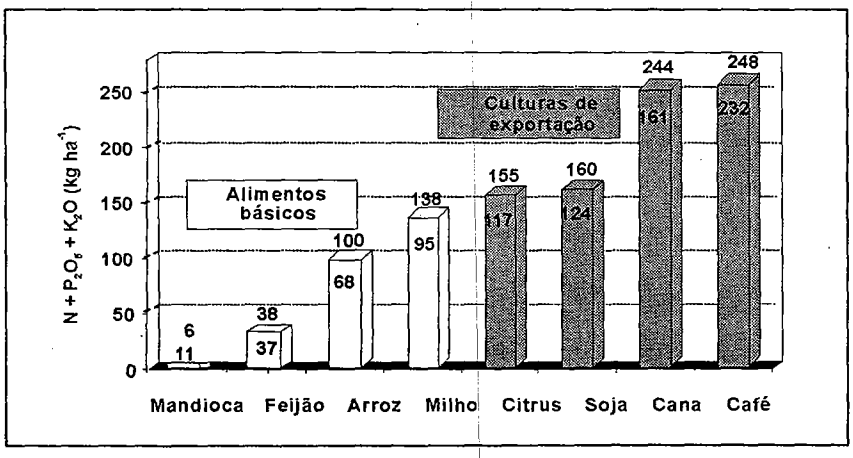


Figura 9. Consumo de fertilizantes ($N + P_2O_5 + K_2O$) para várias culturas no Brasil em 2000 (números dentro das colunas) e 2004 (números acima das colunas).

Fonte: ANDA (2001, 2005).

De 1976 até mais recentemente, essa relação voltou a se estreitar, atingindo, em 2003, 0,65/1,00/1,12, para todo o $N/P_2O_5/K_2O$ consumido na agricultura brasileira, inclusive na cultura de soja (Figura 11). Se for excluída a soja desses cálculos, pelo fato de tal cultura praticamente não consumir N dos fertilizantes, a relação ficaria em 1,19/1,00/1,23. Se comparada essa relação com a de países que apresentam agricultura tecnificada para obtenção de altas produtividades, qual seja, de 2,82/1,00/1,10, pode-se concluir que a subutilização de N é um dos fatores mais limitantes para o aumento da produtividade de muitas culturas do Brasil. Essa relação de consumo para o ano de 2002, no Brasil, foi de 0,64/1,00/1,09, considerando-se o consumo da cultura da soja, ou de 1,15/1,00/1,17, sem considerar a soja.

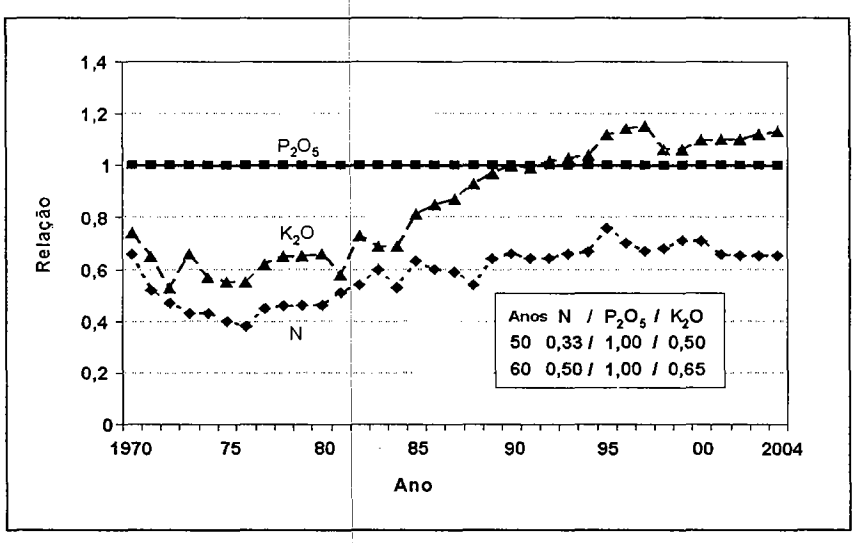


Figura 10. Relações de consumo de fertilizantes (kg ha^{-1} de $N/P_2O_5/K_2O$) no Brasil nas décadas de 50 e 60 e evolução de 1970 a 2004.

Fonte: Lopes et al. (2003).

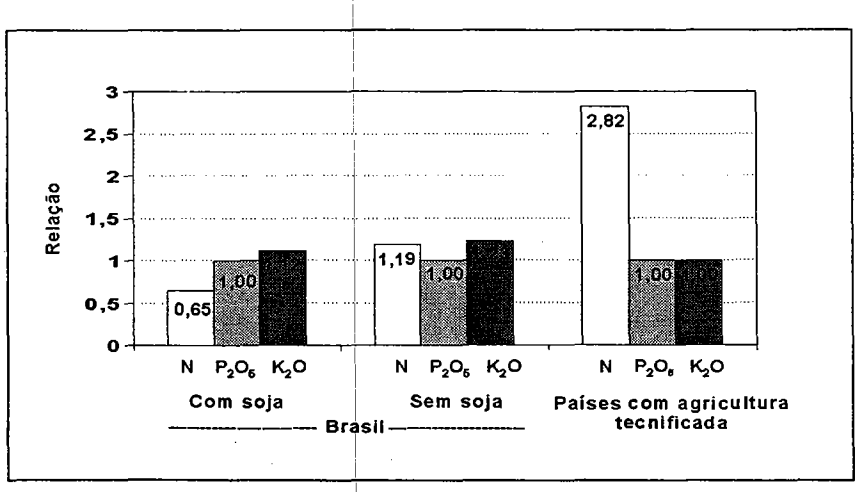


Figura 11. Relações de consumo de fertilizantes (kg ha^{-1} de N / P_2O_5 / K_2O) no Brasil (total e sem soja) em 2003 em comparação com países de agricultura tecnificada em 2002.

Fonte: ANDA (2003, 2004).

O baixo consumo de N pode ser confirmado por um estudo de Yamada & Lopes (1999). Assumindo uma eficiência média de 60 % para o N, 30 % para o P e 70 % para o K e a exportação (remoção dos nutrientes pela produção) estimada para as 16 principais culturas, chegou-se ao seguinte déficit anual estimado de nutrientes, tomando como base dados médios do período 1993–1996: (a) 888 mil toneladas de N, mesmo considerando todo o N da soja e do feijão como provenientes da fixação biológica; (b) 414 mil toneladas de P_2O_5, e (c) 413 mil toneladas de K_2O. Atualização desses dados para o ano de 2002 indica que esse déficit manteve-se em relação a N, aumentou para o P e reduziu para K, atingindo, respectivamente, 859, 514 e 324 mil toneladas (FAO, 2004).

Esses dados não significam que se está consumindo a quantidade adequada de P e de K, mas que, dentre os três macronutrientes, o subconsumo é muito mais crítico em relação ao N. Esses dados mostram que o déficit total de nutrientes corresponde a cerca de 30 % do consumo atual no País, representando um déficit por área da ordem de 25 a 30 kg ha^{-1} de nutrientes. Eles revelam, ainda, que, na média, o processo produtivo da agricultura, nas taxas atuais de consumo de fertilizantes, está, em realidade, minando o recurso solo. Isso pode, no longo prazo, levar a conseqüências altamente danosas para a sustentabilidade da nossa agricultura.

Outro fator que pode justificar a baixa produtividade média de grande número de culturas no Brasil é a utilização de doses insuficientes de calcário, apesar das respostas espetaculares em relação aos aumentos de produção e relação benefício-custo (Figura 12). Isto é especialmente relevante pelas características de acidez de grande parte dos solos brasileiros.

Associa-se a isto a restrição causada por toxidez pelo Al, a qual, segundo relatório da FAO, divulgado em 2000, afeta cerca de 63 % da área do Brasil. Esses problemas são resolvidos com uso de doses adequadas de calcário.

Com incentivos fiscais e financiamentos oficiais, de longo prazo, a partir do fim da década de 60 e início da de 70, a capacidade de moagem de calcário no Brasil atingiu

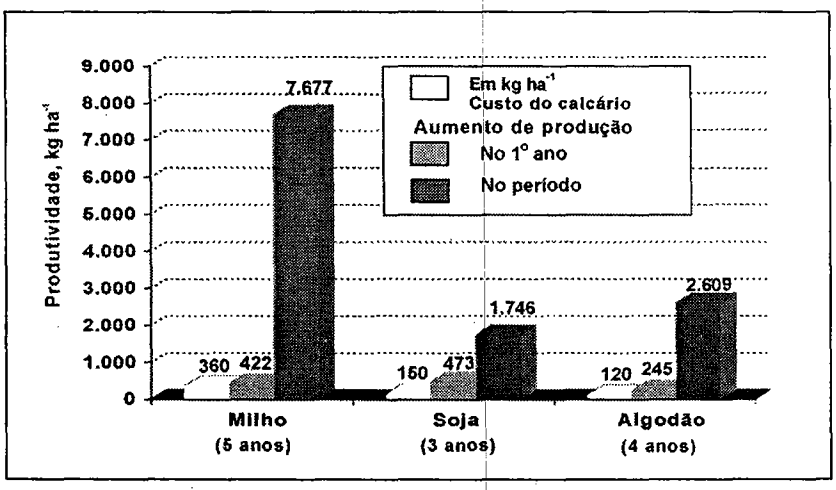


Figura 12. Balanço econômico da aplicação de calcário na dose de 3 t ha^{-1} em três culturas em Mococa, São Simão e Guaíra, SP.

Fonte: Adaptado de Raij & Quaggio (1984).

cerca de 50 milhões de toneladas anuais. Isso significou amplo aumento de oferta desse insumo, considerado fundamental para racionalização da produção agrícola no País.

Estimativas que levam em consideração, dentre outros fatores, a explosão do crescimento da agricultura e pecuária na região dos Cerrados revelam uma necessidade de consumo da ordem de 70 milhões de toneladas anuais para o Brasil.

Na verdade, o que ocorreu, em relação ao consumo de calcário, no período de 1984 a 2004, foi que mesmo nos anos de melhor resultado de consumo aparente (2003 e 2004), utilizou-se apenas cerca de 50 % da capacidade instalada de moagem (Figura 13). O ano de 1990 foi o fundo do poço do subconsumo de calcário pela agricultura brasileira, com não mais de 20 % de consumo em relação à capacidade de moagem instalada.

O subconsumo de calcário se agrava ainda mais quando se compara a evolução entre consumo de calcário e de fertilizantes no Brasil, de 1973 a 2004 (Figura 14). Uma relação entre o consumo de calcário e de fertilizantes considerada aceitável pela pesquisa para a agricultura brasileira seria de 2,5 a 3,0 para 1,0 – ou seja, para cada tonelada de fertilizante aplicado, seriam necessárias 2,5 a 3,0 t de calcário.

Essa relação considerada ideal somente foi observada em 1973, estreitando para quase 1 para 1 nos anos recentes, sendo, em 2002, pela primeira vez, o consumo de calcário menor que o de fertilizantes (relação 0,97:1,0). Mesmo que se considere a expansão da área sob plantio direto, sistema que tende a reduzir as necessidades de uso de calcário em relação ao cultivo convencional, o balanço atual está longe do ponto ideal para que sejam atingidas produtividades máximas econômicas no processo produtivo. Isso não significa que se está utilizando muito fertilizante no sistema produtivo da agricultura

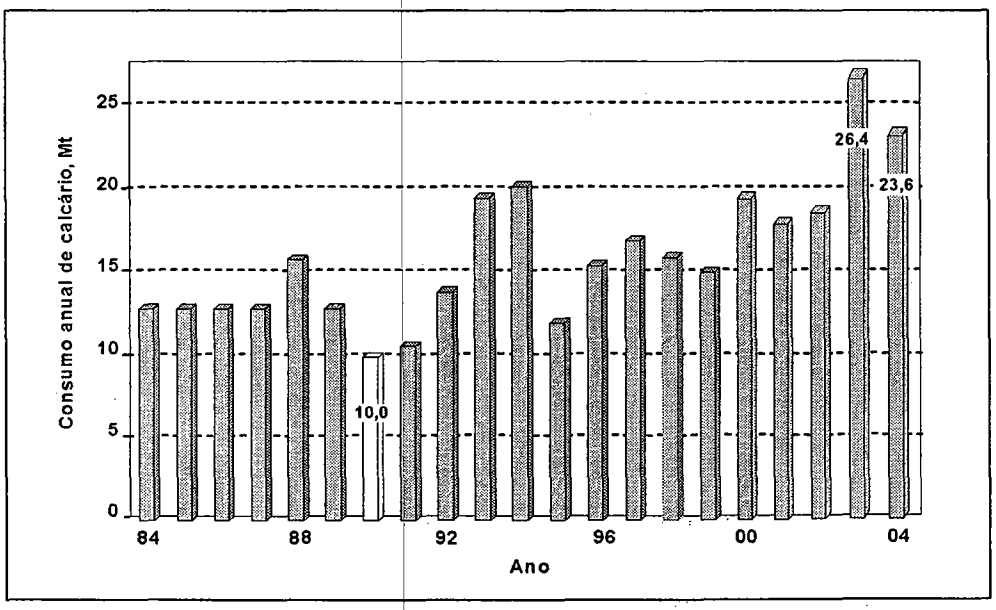


Figura 13. Evolução do consumo aparente, em relação à capacidade instalada de moagem (50 milhões t ano^{-1}) de calcário no Brasil (em milhões de toneladas) no período de 1984 a 2004 e demanda total estimada (75 milhões t ano^{-1}).

Fonte: ABRACAL (2005).

brasileira – os dados mostrados anteriormente indicam que isso não é o caso. O fato, sim, é que é necessário aumentar tanto o uso eficiente de fertilizantes como o de calcário.

Essa subutilização tanto de fertilizantes, principalmente os nitrogenados, como de calcário e de outras tecnologias disponíveis de comprovada eficiência, leva a uma questão: Qual é seu reflexo na produtividade, principalmente em relação aos alimentos básicos?

Os dados da figura 15 comparam as produtividades médias de arroz (Brasil *vs* China), milho(Brasil *vs* EUA), trigo(Brasil *vs* França), feijão e soja (Brasil *vs* EUA) no Brasil com países que apresentam altas produtividades médias. Percebe-se que, no caso da soja, em que o uso de alta tecnologia é quase uma regra nas áreas de cultivo, a produtividade média brasileira aproxima-se à de um grande produtor mundial, como os Estados Unidos.

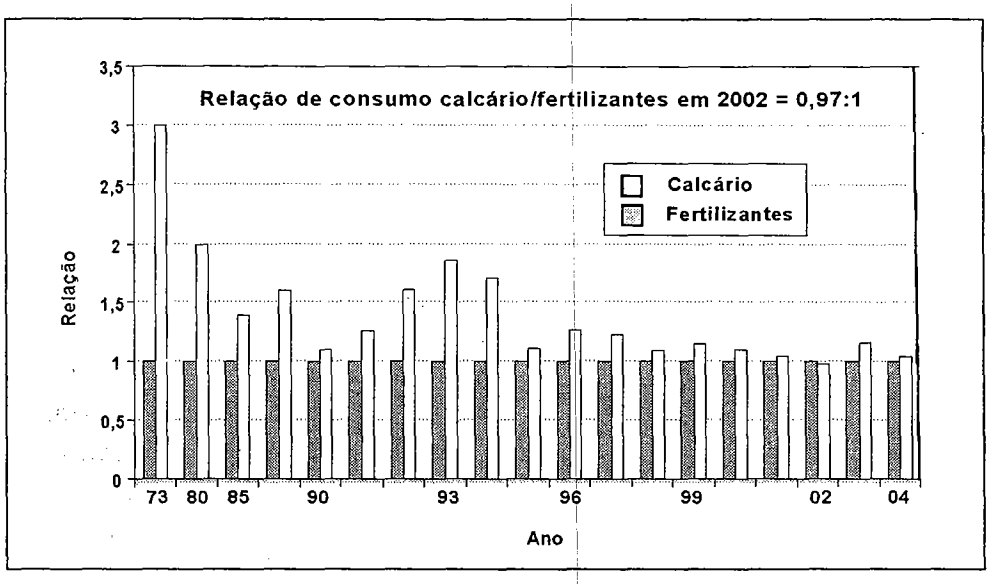


Figura 14. Evolução da relação de consumo calcário/fertilizantes no Brasil no período de 1973 a 2004.
Fonte: ANDA (2005); ABRACAL (2005).

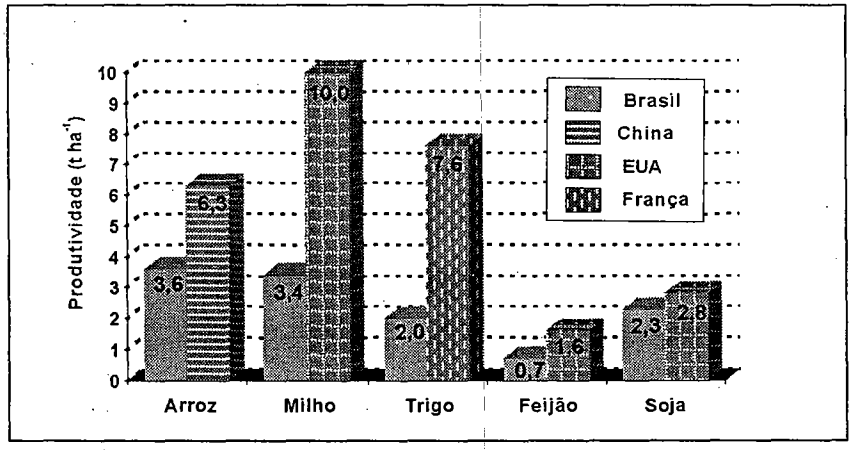


Figura 15. Produtividade média de algumas culturas no Brasil e outros países em 2004.
Fonte: FAO (2005).

Os dados comparativos de produtividade de arroz no Brasil com a China, onde toda a produção é sob irrigação por inundação, são, até certo ponto, questionáveis. Isso porque, no Brasil, a média inclui também áreas de sequeiro, cujas produtividades são muito baixas, em comparação com as do sistema sob irrigação, fazendo cair a média geral do País.

O ponto importante é que muitos bons produtores dessas culturas no Brasil estão com as produtividades muito próximas ou até acima das médias de outros países. São, por exemplo, lavouras brasileiras que atingem 10–12 t ha^{-1} de milho, 6 t ha^{-1} de arroz de sequeiro, 8–9 t ha^{-1} de arroz irrigado, 4 t ha^{-1} de soja, 6–7 t ha^{-1} de milho safrinha (após a soja), 3,5 t ha^{-1} de feijão irrigado, 350 @ ha^{-1} de algodão e 30 e 50 sacas ha^{-1} de café, sem o com irrigação.

Estes números demonstram que há disponibilidade de tecnologia para que essas altas produtividades sejam perfeitamente alcançadas, desde que se faça uma diagnose correta das razões dessas diferenças e se adotem medidas para que sejam, pelo menos, reduzidas.

Perspectivas

Um dos maiores desafios da humanidade é a previsão da demanda na produção de alimentos diante do crescimento populacional da terra nas próximas décadas. A produção mundial de alimentos que era de 2 bilhões de toneladas em 1990, quando a população mundial era de 5,2 bilhões deverá passar de 4 bilhões de toneladas no ano de 2025, quando a população mundial deverá ser de 8,3 bilhões de habitantes, segundo estudos e estimativas da Organização Mundial para a Alimentação e Agricultura, FAO (Quadro 3). Para que essas metas sejam alcançadas, a produtividade média de grãos, que era de 2,5 t ha^{-1} em 1990, deverá atingir 4,5 t ha^{-1} em 2025.

O Brasil é um dos poucos países com grandes e amplas possibilidades de ser um participante importante nesse processo, pelas seguintes razões:

a) Produtividade: o País possui técnicas sustentáveis de produção para, no curto prazo, conseguir grandes avanços na produtividade média de muitas culturas, principalmente aquelas constituídas de alimentos básicos, como já mencionado.

Quadro 3. Estimativas da população mundial, demanda de alimentos e produtividade agrícola em 1990, 2000 e 2025

	1990	2000	2025
População mundial (bilhões)	5,2	6,2	8,3
Demanda de alimentos (bilhões t)	1,97	2,45	3,97
Produtividade (t ha^{-1})	2,5	2,9	4,5

Fonte: Borlaug & Dowswell (1993).

Embora o Brasil disponha de considerável fronteira agrícola a ser explorada, no curto prazo, as políticas públicas de apoio à agricultura deveriam, com absoluta prioridade, incentivar o aumento da produtividade com sustentabilidade nas áreas já incorporadas ao processo produtivo e não a simples expansão da fronteira agrícola. Existem estimativas que o Brasil apresenta 180 milhões de hectares de pastagens nativas ou melhoradas. Destas, 90 milhões de hectares estão degradados ou em início de degradação. Se, desses 90 milhões de hectares, fossem incorporados 30 milhões no processo de produção de grãos, por exemplo, com um produtividade média de 4 t ha^{-1}, a produção brasileira poderia ser aumentada em 120 milhões de toneladas sem a necessidade de desmatar um hectare sequer.

b) Expansão da fronteira agrícola: dispõe da maior fronteira mundial para expansão da agricultura, pois do total de área potencialmente agricultável em 1994, o Brasil utilizou apenas 9,2 %, que representam 50,7 milhões de ha, contra 47,5 % da China (95,7 milhões de ha), 50,2 % da França (19,5 milhões de ha) e 53 % dos EUA (187,8 milhões de ha), por exemplo. Além disso, apesar da disponibilidade de terra agricultável per capita estar decrescendo em nível mundial – de 0,42 ha em 1965 para 0,23 ha em 1995 –, o que ocorreu no Brasil, no período de 1965–1995, foi um incremento de cerca de 10 % na área agricultável real per capita. Com isso, nesse período, saltou de 0,37 para 0,40 ha (Figura 16).

Dados mais recentes, levantados por Pinazza (2003), com base em estimativas da FAO para 2002 (Quadro 4), fazem uma comparação da área total, cultivável em uso e disponível para a agricultura no Mundo e no Brasil. Os dados de que o Brasil apresenta 35 % da área disponível para a agricultura no Mundo são os mais contundentes quanto ao nosso potencial de crescimento em área, no médio e longo prazo.

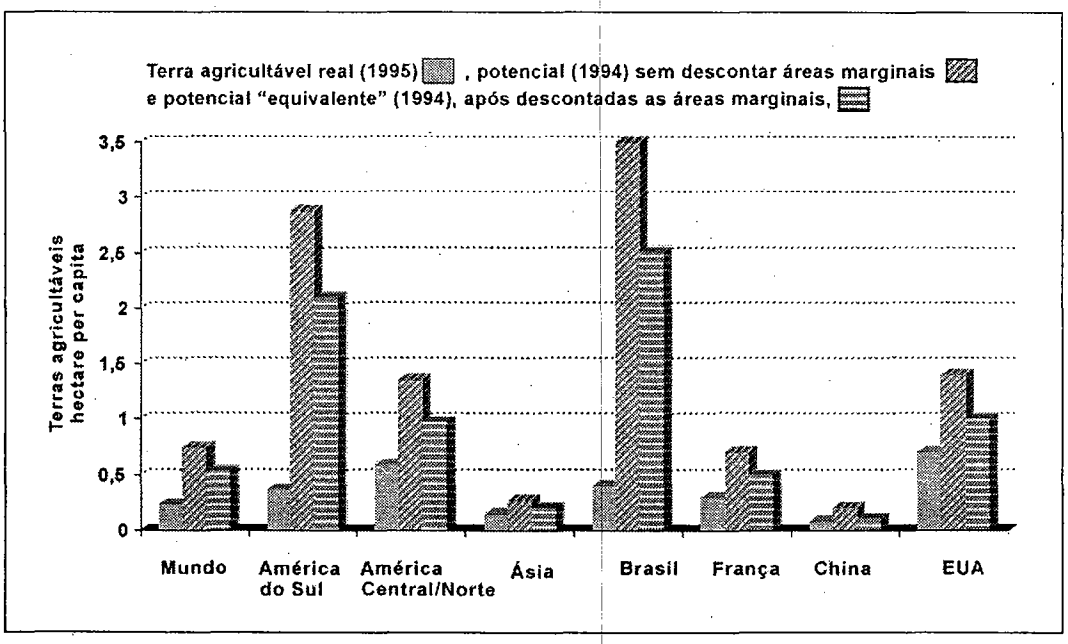


Figura 16. Comparação da disponibilidade de terras agricultáveis no Mundo, nas Américas em alguns países.

Fonte: Bot et al. (2000).

Quadro 4. Comparação da área total, cultivável, em uso e disponível para agricultura no Mundo e no Brasil

Área	Mundo	Brasil	Participação do Brasil
	ha		%
Área total	13 bilhões	848 milhões	6,5
Área cultivável	2,9 bilhões	547 milhões	18,0
Área em uso	1,5 bilhão	57 milhões	3,8
Área disponível	1,4 bilhão	497 milhões	35,0

Fonte: Pinazza (2003).

Como comparação adicional, destaque-se, por exemplo, que a área potencialmente agricultável do Brasil, de cerca de 550 milhões de hectares, é quase igual à área total de 32 países da Europa (Figura 17). Só a área do Estado do Mato Grosso, que, atualmente, explora apenas 25 % do seu potencial agricultável, é equivalente a grande parte do cinturão do milho (Corn Belt) nos Estados Unidos, uma das áreas mais produtivas do mundo (Figura 18). Só a região dos Cerrados, segundo um estudo de 1995, apresenta potencial para a produção de 354 milhões de toneladas de alimentos, número que pode ser bem maior, levando-se em conta as produtividades que podem ser alcançadas atualmente (Macedo, 1994).

c) Disponibilidade de água: com cerca de 1/5 da água doce do planeta, as possibilidades de aumento da área sob irrigação, com incrementos substanciais na produtividade das culturas, são crescentes.

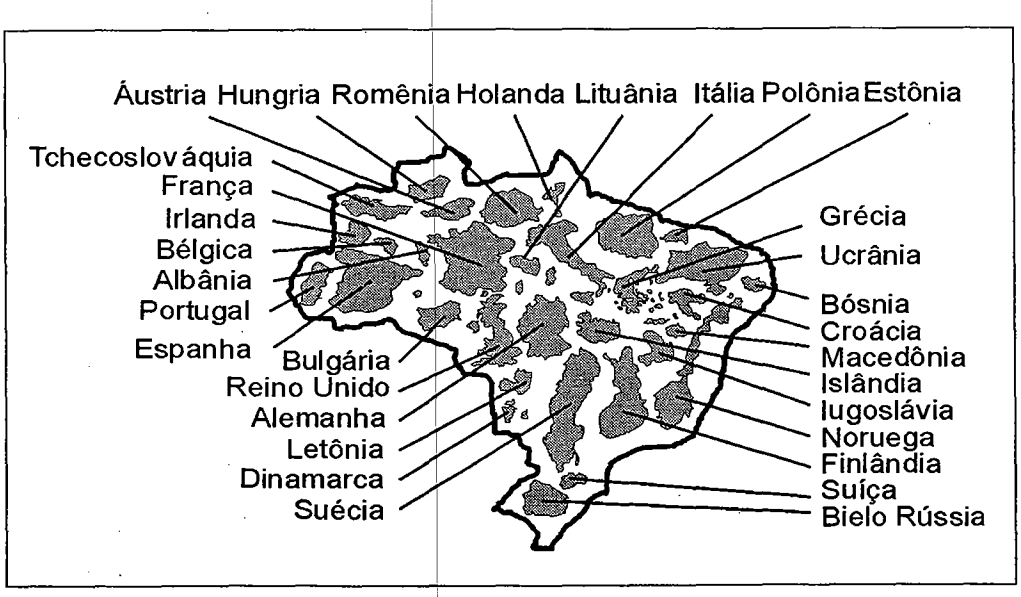


Figura 17. A área agricultável do Brasil (550 milhões de ha) em comparação com a área total de 32 países da Europa.

Fonte: Lopes et al. (2003).

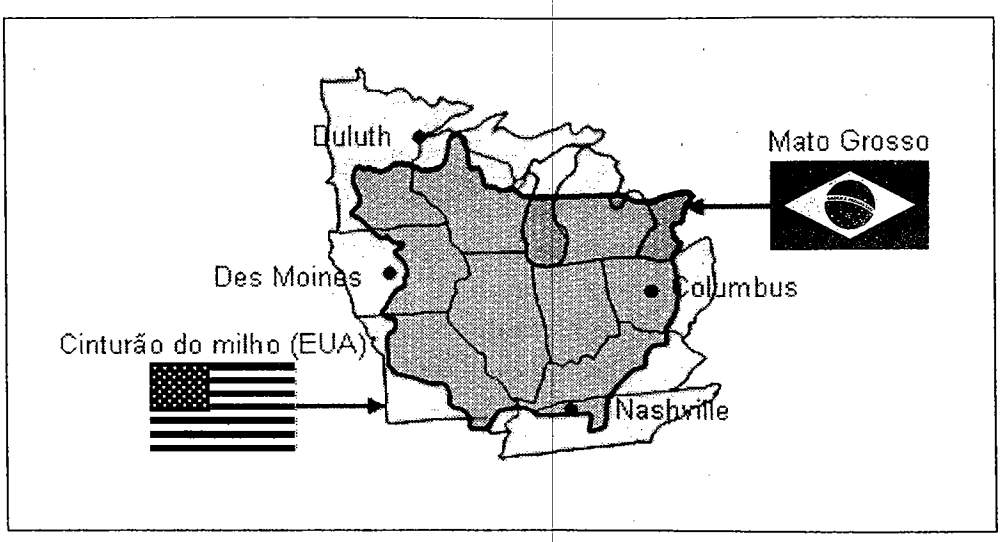


Figura 18. Comparação da área do Mato Grosso no Brasil com o cinturão do milho nos EUA.
Fonte: Lopes et al. (2003).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Embora a Fertilidade do Solo como ciência seja relativamente nova, é notável como o esforço de ensino, pesquisa e extensão no Brasil e no mundo, nessa área do conhecimento, teve tantos reflexos amplamente positivos, contribuindo para o desenvolvimento da agricultura e para o aumento sustentável da produtividade e da produção agrícola.

Para o caso do Brasil, é notável o acervo de informações advindo deste esforço conjunto que resultou, sem dúvida, no reconhecimento do País como líder mundial em tecnologia de manejo da fertilidade dos solos ácidos da região tropical. A incorporação de 10 milhões de hectares dos Cerrados, formados por solos considerados marginais para exploração agrícola intensiva até a década de 60, com a decisiva participação da Fertilidade do Solo como ciência, foi considerada por Norman BORLAUG, Prêmio Nobel da Paz de 1970, como a maior revolução verde de toda a história da humanidade.

Mas é importante enfatizar que o papel da Fertilidade do Solo transcende à pura e simples relação com o aumento da produtividade e com o desenvolvimento da agricultura brasileira, como anteriormente discutido.

Para concluir este capítulo, são apresentados três pontos para reflexão que representam o reconhecimento a todos que se dedicaram ao desenvolvimento da agricultura brasileira, em especial àqueles que se dedicaram à Fertilidade do Solo como instrumento do aumento sustentável da produtividade agrícola no nosso País:

1) Aspectos ambientais: No período de 1970/71 até 2003/04, mesmo estando as produtividades atuais para algumas culturas ainda longe do ponto de máximo econômico, a produção das 16 principais culturas no Brasil (matéria seca) passou de 49,6 para

190,7 milhões de toneladas (aumento de 3,8 vezes); no mesmo período, a produtividade passou de 1,4 para 3,3 t ha^{-1} (aumento de 2,6 vezes) e a área cultivada passou de 38 para 57,6 milhões de hectares (aumento de apenas 1,5 vez). Como conseqüência, o aumento da produção foi muito mais pelo aumento da produtividade do que pela simples expansão da área cultivada (Figura 19). Esses dados indicam ainda que, se estivéssemos produzindo hoje (190,7 milhões de toneladas) com as produtividades de 1970/71 (1,4 t ha^{-1}), teríamos de ter incorporado ao processo produtivo da agricultura brasileira mais 80 milhões de hectares. Em outras palavras, o aumento da produtividade, em decorrência de investimentos em tecnologias mais eficientes, incluindo melhor manejo da fertilidade do solo, evitou o desmatamento do equivalente a 80 milhões de hectares. Essa é, talvez, a maior contribuição em termos ambientais resultante desse processo.

Por tudo isso, vale a pena enfatizar, mais uma vez, o papel fundamental para o desenvolvimento sustentável que representa o uso de técnicas que levem ao aumento da produtividade agropecuária nas áreas já incorporadas ao processo produtivo. De fato, ele constitui poderoso instrumento de preservação ambiental, pois diminui as pressões de desmatamento das áreas florestadas, muitas vezes não adequadas ao processo intensivo da produção agropecuária, deixando mais espaço para a vida silvestre, a manutenção da biodiversidade e a preservação da natureza.

2) Aspectos econômicos: Um dos aspectos mais notáveis pertinentes ao crescimento da economia brasileira nos últimos anos foi a evolução do agronegócio. O agronegócio brasileiro, que envolve os segmentos de "antes da porteira" (dentro da fazenda), e "depois da porteira" (fora da fazenda), movimentou, em 2004, recursos da ordem de

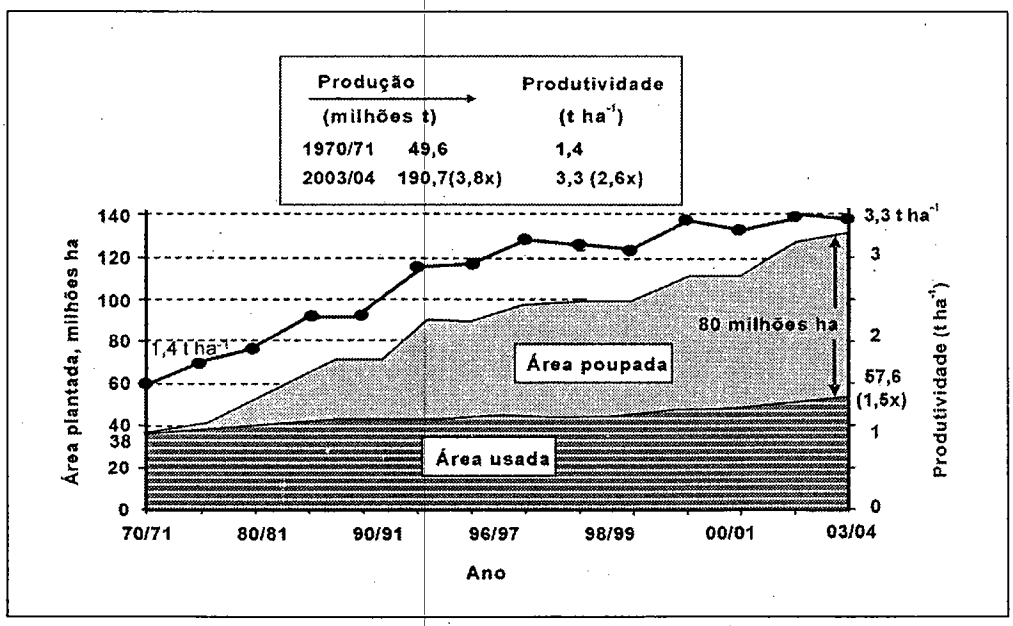


Figura 19. Evolução da área plantada, produção agrovegetal e produtividade das 16 principais culturas no Brasil 1970/71 a 2003/04.

Fonte: Fonte: Adaptado de Lopes et al. (2003); ANDA (2004); IBGE (2005).

R$ 534 bilhões, o que representa 33 % do Produto Interno Bruto (1.776 bilhões de reais). O agronegócio, como um todo, representa ainda 37 % dos empregos e 40 % da exportações (US$ 30,6 bilhões).

Dados publicados pela Revista Veja (Ano 37, Nº 2. de 12/01/2004) mostram que, em 2003, o Brasil se posicionava no primeiro lugar mundial na exportação dos seguintes produtos: (a) açúcar: vendeu 29 % de todo o açúcar consumido no mundo; (b) café: vendeu 28,5 % do café em grão consumido no planeta e 43,6 % do café solúvel; (c) carne bovina: assumiu a liderança em 2003, com 19 % de participação no mercado mundial; (d) carne de frango: foi o primeiro em vendas, com exportações de 1,9 bilhão de dólares; (e) soja em grão: deteve 38,4 % do mercado mundial; (f) suco de laranja: vendeu 81,9 % do suco distribuído no planeta, e (g) tabaco: vendeu 23,1 % do tabaco consumido no mundo.

Entretanto, é preciso que os segmentos de "antes da porteira" e "depois da porteira" se conscientizem de que se a agricultura for mal, isso afetará também os seus negócios. De uma forma ou de outra, ambos os segmentos devem perceber que são parceiros em ações que mantenham as suas "galinhas-dos-ovos-de-ouro" produtivas e com ganhos que lhes permitam continuar no processo produtivo.

3) Aspectos sociais: Uma das maiores contribuições sociais representada pela evolução da produtividade da agricultura nos últimos anos foi a "involução" dos preços reais dos produtos da cesta básica, beneficiando todos os brasileiros, principalmente aqueles que se encontram no segmento de mais baixa renda da sociedade. De setembro de 1975 a janeiro de 2000, os preços reais dos produtos da cesta básica caíram para 1/3 do valor original, seguindo uma tendência linear de queda nesse período (Figura 20).

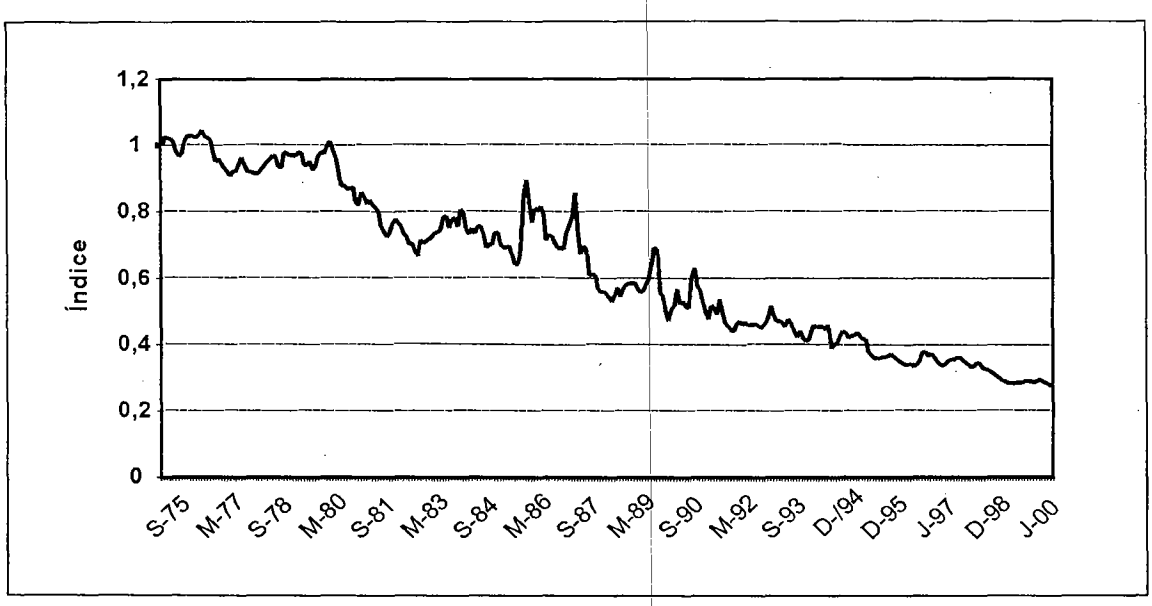


Figura 20. "Involução" dos índices de preços reais dos produtos da cesta básica no Brasil de setembro de 1975 a janeiro de 2000.

Fonte: Portugal (2002).

Dada a relevância dos aspectos supracitados, justifica-se o esforço cada vez maior por parte dos formadores de opinião para levar à sociedade brasileira uma mensagem clara e objetiva sobre a importância do que representa o desenvolvimento da agricultura para melhorar as condições de segurança alimentar, não apenas interna – no Brasil – mas de toda a humanidade.

É necessário que a agricultura brasileira seja considerada um assunto de segurança nacional que leve as autoridades constituídas a estabelecerem políticas agrícolas de mais longo prazo, para que a nossa vocação agrícola seja exercida em sua plenitude e não por meio de instalação de programas do tipo "apaga-incêndio", deixando o futuro em aberto, ou, o que é na verdade pior, fechado a perspectivas que se vislumbram bastante promissoras para o Brasil.

A expectativa é que os capítulos seguintes dessa publicação possam oferecer aos profissionais em ciências agrárias embasamentos sólidos que lhes permitam atingir, no curto prazo, os anseios como profissionais, colaborando para que o País se torne uma grande Nação socialmente mais justa.

NOTA DOS EDITORES

O primeiro autor deste capítulo, Prof. Alfredo Scheid Lopes (Prof. Emérito da Universidade Federal de Lavras), "Alfredão", como conhecido por todos nós que o admiramos e respeitamos, não poderia ter seu nome excluído deste brilhante retrospecto da história da Fertilidade do Solo no País.

Sua excelente base científica e enorme carisma fizeram do Alfredão um prelecionista brilhante, presença obrigatória nos mais diversos encontros científicos e acadêmicos no Brasil e no exterior.

Sua participação efetiva na transformação dos solos de Cerrados na realidade agrícola atual não poderia ser esquecida, a começar pela contribuição de sua tese de mestrado ("A survey of the fertility status of soils under "Cerrado" vegetation in Brazil, 1975), seguida de sua tese de Ph.D (Available water, phosphorus fixation, and zinc levels in Brazilian Cerrado soils in relation to their physical, chemical, and mineralogical properties), ambas na North Carolina State University, e todo um trabalho continuo, nas últimas quatro décadas, dedicado à Fertilidade do Solo, de modo particular dos Cerrados.

Portanto, Alfredão tem sido parte importante dessa história que mostra toda a competência do brasileiro na recuperação de solos tropicais, de modo geral.

Este livro não poderia começar de outra maneira que não pelo excelente capítulo desse destacado cientista.

LITERATURA CITADA

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS PRODUTORES DE CALCÁRIO AGRÍCOLA - ABRACAL. Calcário agrícola – Consumo aparente no Brasil 1984-2004. 2005. Informações pessoais.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS - ANDA. Anuário estatístico do setor de fertilizantes - 2000. São Paulo, 2001. 151p.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS - ANDA. Anuário estatístico do setor de fertilizantes - 2002. São Paulo, 2003. 158p.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS - ANDA. Anuário estatístico do setor de fertilizantes - 2003. São Paulo, 2004. 152p.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS - ANDA. Anuário estatístico do setor de fertilizantes - 2004. São Paulo, 2005. 162p.

BORLAUG, N.E. & DOWSWELL, C.R. Fertilizer: To nourish infertile soil that feeds a fertile population that crowds a fragile world. In: IFA - ANNUAL CONFERENCE, 61., New Orleans, 1993. Proceedings. New Orleans, 1993. 18p.

BOT, A.J.; NACHTERGAELE, F.O. & YOUNG, A. Land resource potential and constraints at regional and country levels. Rome, Land and Water Development Division, Food and Agriculture Organization, 2000. 114p.

CALEGARI, A.; MONDARDO, A.; BULISANI, E.A.; WILDNER, L.P.; COSTA M.B.B.; ALCANTARA, P.B.; MIYASAKA, S. & AMADO, T.J.C. Adubação verde no Brasil. 2.ed. Rio de Janeiro, AS-PTA, 1993. 346p.

CATANI, R.A. & GALLO, J.R. Avaliação da exigência de calcário dos solos do Estado de São Paulo mediante a correlação entre o pH e saturação de bases do solo. R. Agric., 30:49-60, 1955.

CATE, R.B. & VETTORI, L. Ganancias obtenidas por medio del uso de fertilizantes. Datos basados en información obtenida a traves de los analisis de suelos. Raleigh, North Carolina State University, 1968. 9p. (Reporte Preliminar, 1 - Serie Internacional de Analisis de Suelos)

CHATTY, H., O mundo islâmico. Correio UNESCO, 9:13-26, 1981.

DAFERT, F.W. Sobre estrumes nacionaes - Relatório de 1893. São Paulo, Instituto Agronômico do Estado de São Paulo, 1895. p.154-166. (Collecção de Trabalhos Agrícolas, Relatórios Annuaes de 1888-1893)

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Novas trilhas no sertão - historia da pesquisa agropecuária em Sete Lagoas: das origens à Embrapa. Sete Lagoas, Embrapa Milho e Sorgo, 2000. 184p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. Agricultural production by countries. Oct. 2005< http://faostat.fao.org/site/339/default.aspx

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. Land and Plant Nutrition Management Service – Land and Water Development Division. Fertilizer use by crop in Brazil. Rome, 2004. 52p.

FREIRE, J.R.J.; COSTA, J.A. & STAMMEL, J.G. Principais fatores que proporcionaram a expansão da soja no Brasil. R. Plantio Direto, 92, 2006. http://www.plantiodireto.com.br/?body=cont_int&id=713

GAROLA, C.V. Abonos. I. Materiais fertilizantes. 2.ed. Barcelona, Salvat, 1926. 353p.

HANDARSON, G. Methods for enhancing symbiotic nitrogen fixation. Plant Soil, 152:1-17, 1993.

HARRINGTON, J. F. & SORENSON, B. W. O desenvolvimento das terras de Cerrado no Brasil – A experiência do IRI. Tradução: Eduardo P. Cardoso. São Paulo, Agronômica Ceres, 2004. 63p.

IBRAFOS. SEMINÁRIO SOBRE O USO DO FOSFOGESSO NA AGRICULTURA, 1., Brasília, 1986. Anais. Brasília, Embrapa-DDT, 1986. 296p.

IBRAFOS. SEMINÁRIO SOBRE O USO DO FOSFOGESSO NA AGRICULTURA, 2., São Paulo, 2002. Anais. São Paulo, Instituto Brasileiro do Fosfato, 2002. 413p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Levantamento sistemático da produção agrícola. Outubro 2005. http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/default.shtm

INTERNATIONAL FERTILIZER INDUSTRY ASSOCIATION - IFA. Fertilizer consumption statistics from 1970/71 to 2005/06. Oct. 2005. http://www.fertilizer.org/ifa/statistics.asp

LAWES AGRICULTURAL TRUST. Rothamsted Experimental Station – Guide to the classical experiments. Harpenden, 1984. 27p.

LOPES, A.S. & ABREU, C.A. Micronutrientes na agricultura brasileira: Evolução, histórica e futura. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H. & SCHAEFER, C.E.G.R., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v.1. p.265-298.

LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G. & SILVA, C.A.P. Vocação da terra. 2.ed. São Paulo, Associação Nacional de Difusão de Adubos, 2003. 23p.

MACEDO, J. Potencialidades dos Cerrados para produção de alimentos. Planaltina, Embrapa-CPAC, 1994. 15p.

MIELNICZUK, J. & ANGHINONI, I. Avaliação das recomendações de adubo e calcário dos laboratórios oficiais de análises de solos. Trigo Soja, 15:2-15, 1976.

MIRANDA, E. A luz vem do oriente. Raízes, 7: 22-29, 1982.

MOREIRA, F.M.S & SIQUEIRA, J.O. Microbiologia e bioquímica do solo. 2.ed. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2006. 729p.

OLDEMAN, L.R. Impact of soil degradation: a global scenario. Wageningen, ISRIC, 2000. 12p. (Report 2000/2001)

OLDEMAN, L.R.; HAKKELING, R.T.A. & SOMBROEK, W.G. World map of the status of human-induced soil degradation: An explanatory note. 2.ed. Nairobi, International Soil Reference and Information Centre, United Nations Environment Programme, Global Assessment of Soil Degradation GLASOD, 1991. 35p.

PEOPLES, M.B.; HERRIDGE, D.F. & LADHA, J.K. Biological nitrogen fixation: An efficient source of nitrogen for sustainable agricultural production? Plant Soil, 174:3-18, 1995.

PINAZZA, L.A. XXXVII SIMPAS - Sistemas Integrados de Manejo da Produção Agrícola Sustentável, Itumbiara, 26 a 28/8, 2003.

PORTUGAL, A. SIMPÓSIO NACIONAL DO SETOR DE FERTILIZANTES, 2:, São Paulo, 2002.

QUAGGIO, J.A. Critérios para calagem em solos do Estado de São Paulo. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1983. 76p. (Tese de Mestrado)

RAIJ, B. van. Gesso agrícola na melhoria do ambiente radicular no subsolo. São Paulo, ANDA, 1988. 88p.

RAIJ, B. van. & QUAGGIO, J.A. Uso eficiente de calcário e gesso na agricultura. In: ESPINOSA, W. & OLIVEIRA, A.J., eds. SIMPÓSIO SOBRE FERTILIZANTES NA AGRICULTURA BRASILEIRA, 1., Brasília, 1984. Anais. Brasília, Embrapa-DEP, 1984. p.323-346.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO / COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - SBCS-CQFS. Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Porto Alegre, 2004. 400p.

TISDALE. S.L.; NELSON. W.L. & BEATON, J.D. Soil fertility and fertilizers. 4.ed. New York, Macmillan Publishing, 1990. 754p.

WAGNER, P. A applicação de adubos artificiaes na cultura das arvores fructiferas, legumes, flores e nos jardins. São Paulo, Instituto Agronômico do Estado de São Paulo, 1985. p.291-327. (Collecção de Trabalhos Agrícolas, Relatórios Annuaes de 1888-1893)

WOOD, S.; SEBASTIAN, K. & SCHERR, S. Soil resource condition. In: Pilot analysis of global ecosystems: Agroecosystems. A joint study by the International Food Policy Research Institute and World Resources Institute. Washington DC, International Food Policy Research Institute and World Resources Institute, 2001. p.45-54.

WORLD RESOURCES INSTITUTE - WRI. World resources 2000–2001: people and ecosystems: The fraying web of life. Washington, DC, United Nations Development Programme, United Nations Environment Programme, World Bank, World Resources Institute, 2000. 400p.

YAMADA, T. & LOPES, A.S. Balanço de nutrientes na agricultura brasileira. In: SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A.E. & CARVALHO, J.G., eds. Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Universidade Federal de Viçosa, 1999. p.143-161.

PUCPR - Câmpus Toledo

II – FATORES QUE INFLUENCIAM O CRESCIMENTO E O DESENVOLVIMENTO DAS PLANTAS

Egon J. Meurer[1/]

[1/] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Departamento de Solos. Av. Bento Gonçalves, 7712 – Agronomia, Caixa Postal 15.100, CEP 91501-970 Porto Alegre (RS). egon.meurer@ufrgs.br

Conteúdo

INTRODUÇÃO 66
FATORES DE SOLO 66
Fatores de Natureza Física 67
Densidade do Solo 67
Umidade do Solo 70
Umidade do Solo e Absorção de Nutrientes 70
Fatores de Natureza Química 71
Composição Mineralógica do Solo 72
Reação do Solo (pH) 73
Disponibilidade de Nutrientes 74
Elementos Tóxicos 76
Presença de Metais Pesados 77
Teor de Matéria Orgânica do Solo 78
Reações de Sorção e de Precipitação 79
Reações de Oxidação e Redução (Oxirredução) 81
Salinidade 82
Fatores de Natureza Biológica 82
FATORES DE PLANTA 83
Eficiência na Absorção de Nutrientes 83
Alelopatia 84
Doenças, Pragas e Plantas Invasoras 84
Sistemas de Manejo 85
FATORES CLIMÁTICOS 85
LITERATURA CITADA 86

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

INTRODUÇÃO

Mais de uma centena de atributos de solo, de planta, de sistemas de manejo e de clima afetam, direta ou indiretamente, o crescimento dos vegetais. Muitos destes fatores podem ser controlados, outros não, como, por exemplo, os fatores climáticos (Quadro 1).

Assim, a produção e a produtividade (produção por unidade de área) das culturas são dependentes de mais de uma centena de variáveis relacionadas com fatores climáticos, com fatores inerentes à própria planta e atributos (propriedades ou características) do substrato onde ela cresce, que pode ser o solo ou outro meio, como em cultivos hidropônicos, por exemplo.

Este capítulo analisa, principalmente, os fatores de solo e de planta que influem no crescimento (e desenvolvimento) das plantas. Os demais são discutidos com menos detalhes e, algumas vezes, apenas citados; na literatura, encontram-se diversos trabalhos que abordam com mais profundidade esses tópicos.

Quadro 1. Fatores que influenciam o crescimento e desenvolvimento das plantas e seu potencial produtivo

Fatores climático	Fatores de solo	Fatores de planta
Precipitação pluvial	Matérial de origem	Espécies, cultivares
- quantidade	Estrutura	Fatores genéticos
- distribuição	Textura	Qualidade da semente
Temperatura do ar	Profundidade	Nutrição
Umidade relativa	Declividade e topografia	Eficiência da absorção
Luz	Temperatura	Disponibilidade de água
- quantidade	Reação (pH)	Evapotranspiração
- intensidade	Matéria orgânica	Moléstias
- duração	Atividade de microrganismos	- insetos
Altitude/latitude	Capacidade de troca de cátions	- bactérias
Ventos	Saturação por bases	- fungos
- velocidade	Sistemas de plantio	- vírus
- distribuição	Sistemas de manejo	Plantas invasoras

Fonte: Adaptado e modificado de Tisdale et al. (1993).

FATORES DE SOLO

Os fatores de solo que influem no crescimento das plantas podem ser classificados quanto à sua natureza em físicos, mineralógicos e químicos e biológicos. Dentre os fatores de natureza física, destacam-se a estrutura e a textura do solo; dentre os fatores químicos, a composição mineralógica, a reação do solo (pH), o teor de matéria orgânica, a disponibilidade de nutrientes, a presença de elementos potencialmente tóxicos e reações de sorção, precipitação, oxidação e redução.

Fatores de Natureza Física

Objetivamente, pode-se considerar que os dois fatores de natureza física (estrutura e textura) podem influir acentuadamente no crescimento das plantas. Propriedades ou características do solo, tais como: densidade, espaço poroso, umidade, taxa de infiltração de água, erodibilidade, por exemplo, dentre outras, estão intimamente associadas à estrutura e à textura do solo e podem tanto estimular como inibir o crescimento das plantas.

A estrutura refere-se ao agrupamento das partículas unitárias do solo em agregados. Pode ser definida como a heterogeneidade espacial dos diferentes componentes ou materiais do solo. Assim, a disposição espacial de partículas coloidais de argila num flóculo, o arranjo de torrões num solo lavrado, o complexo de canais formado por minhocas, a variabilidade da resistência do solo à penetração das raízes, de um lugar para outro, são aspectos da estrutura, vistos em diferentes escalas (Dexter, 1988).

A textura, propriedade também intimamente relacionada com a estrutura do solo, refere-se à distribuição das partículas de acordo com o seu tamanho, e tem conotações quantitativas e qualitativas. Quantitativamente, expressa a proporção relativa das partículas de areia, de silte e de argila que compõem a terra fina do solo (fração menor do que 2 mm). A textura relaciona-se, direta ou indiretamente, com muitas propriedades químicas e físicas do solo, como a capacidade de troca de cátions (CTC), a retenção e infiltração de água, a drenagem, a erodibilidade, dentre outras (Streck et al., 2002). A textura adquire importância, portanto, nas relações solo-água-planta-atmosfera, interferindo na capacidade de infiltração de água, na evaporação e no suprimento de nutrientes. As frações granulométricas mais grosseiras (areia) são constituídas principalmente de quartzo, têm reduzida capacidade de reter a água e reduzida atividade química. Por outro lado, essas partículas de maior diâmetro facilitam a drenagem e a aeração do solo. A fração argila influi acentuadamente em propriedades e características do solo por apresentar grande área superficial específica e elevada densidade de carga, o que resulta em alta reatividade química desta fração.

Densidade do Solo

A densidade está intimamente relacionada com a estrutura e com a textura, e as alterações na densidade afetam acentuadamente a estruturação do solo, com as implicações dela decorrentes. Em geral, quanto maior a densidade, para solos com texturas semelhantes, mais compacto é o solo, menos definida é a sua estrutura e muito menor o volume do espaço poroso.

O aumento da densidade do solo reduz a taxa de difusão do O_2 nos poros do solo e, conseqüentemente, a respiração das raízes. Em geral, concentrações de O_2 na atmosfera do solo menor do que 10 % afetam severamente o crescimento das raízes. Em muitos casos, a inibição do crescimento radicular em solos mal aerados é causada por elevados níveis de etileno produzido pelas raízes (Stolzy, 1974; Marschner, 1995).

As principais alterações na densidade estão geralmente associadas com as operações de preparo do solo para o cultivo, notadamente no "Sistema Plantio Convencional". São

decorrentes do tráfego de máquinas sobre o terreno nas operações de aração, gradagem, distribuição de corretivos, de fertilizantes, de defensivos, de colheita ou em áreas onde o pisoteio de animais é intenso. A densidade dos solos, nas condições naturais, situa-se desde 0,2 a 0,5 kg dm^{-3} (solos turfosos) até 1,6 kg dm^{-3} (solos arenosos). A alteração da densidade reflete-se diretamente na expansão do sistema radicular das plantas, uma vez que a modificação da estrutura influi na porosidade, no volume de água disponível e no teor de O_2 do solo; em conseqüência, aumenta a resistência do solo à penetração das raízes.

A pressão de crescimento que a raiz pode exercer sobre o solos varia entre espécies, com valores médios da pressão axial que se situam entre 0,9 e 1,3 MPa e para a pressão radial entre 0,5 e 0,7 MPa (Taylor & Ratliff, 1969; Eavis et al., 1969). O aumento da densidade do solo, resultando na sua compactação, ocasiona baixa emergência das plantas, variação no seu tamanho, folhas amarelecidas, sistema radicular superficial, raízes mal formadas ou tortas, com graves prejuízos para a absorção de água e nutrientes (Camargo & Alleoni, 1997; Dias Junior, 2000).

Os efeitos da compactação do solo (e seus efeitos relacionados) podem ser observados nos resultados obtidos com seis espécies de plantas crescendo em um Latossolo, em casa de vegetação, que foram submetidas a quatro níveis de compactação: o comprimento de raízes dessas espécies foi significativamente reduzido pela compactação do solo (Quadro 2), que, alterando a estrutura do solo, aumentou a resistência à penetração das raízes, reduziu a porosidade total, a macroporosidade e a taxa de infiltração de água, bem como diminuiu a absorção de P, de K, de Ca e de Mg com o aumento da compactação do solo (Quadro 3). No segundo nível de compactação, houve aumento da absorção dos nutrientes pelas espécies decorrente da diminuição da tortuosidade do caminho difusivo, para o P e o K, que são supridos nas raízes pelo mecanismo de difusão e pela aproximação das partículas do solo, para o Ca e Mg, que são supridos por fluxo de massa ou intercepção radicular (Barber, 1995).

Quadro 2. Comprimento de raízes de seis espécies de plantas crescendo em Latossolo, em vasos, submetido a quatro níveis de compactação

Nível de compactação	Comprimento das raízes na camada compactada [1]				
	Cevada	Colza	Tremoço	Trigo	Soja
kg cm^{-2}	m				
0	308,7 a	439,4 a	78,2 a	228,0 a	84,6 a
6	215,4 b	332,8 b	56,5 b	218,6 a	73,7 ab
11	134,0 c	136,5 c	45,4 b	91,8 b	41,6 bc
18	50,7 d	75,9 d	25,0 c	43,6 b	8,8 c

[1] Médias para compactação dentro de cada espécie, seguidas pela mesma letra, não diferem pelo teste Tukey a 5 %.

Fonte: Cintra (1980).

Quadro 3. Absorção de fósforo, potássio, cálcio e magnésio por plantas de seis espécies crescendo em Latossolo, em vasos, submetido a quatro níveis de compactação

Cultura	Nível de compactação	P	K	Ca	Mg
	kg cm^{-2}	mg/vaso			
Soja	0	7,91	53,92	45,51	25,88
	6	8,03	58,67	52,43	28,13
	11	5,77	46,93	40,99	22,46
	18	2,69	29,21	24,49	13,11
Tremoço	0	5,25	46,20	26,98	14,54
	6	6,52	57,19	27,39	17,10
	11	6,76	52,75	28,53	16,35
	18	4,08	35,09	22,39	12,86
Colza	0	10,82	72,09	14,75	19,66
	6	11,53	78,31	15,59	20,71
	11	6,56	65,01	6,30	13,88
	18	4,39	47,04	7,18	12,46
Cevada	0	8,51	92,81	11,91	9,24
	6	7,84	78,47	9,91	7,33
	11	5,98	59,04	9,30	5,64
	18	2,07	36,12	6,14	4,20
Tremoço	0	5,18	67,06	25,07	6,08
	6	6,07	79,62	40,75	6,95
	11	3,81	34,53	20,94	2,86
	18	2,20	35,01	24,04	3,47

Fonte: Cintra (1980).

A resistência que o solo oferece à penetração das raízes, além de depender de fatores intrínsecos (textura, estrutura, mineralogia), é altamente dependente da umidade do solo. Em solos com umidade muito baixa, a água encontra-se retida com maior tensão nos poros; a essa tensão somam-se as forças já existentes entre os seus sólidos, fazendo com que, em solos com menor umidade, a resistência à deformação ou à penetração de raízes seja maior (Libardi & Jong van Lier, 1999).

O sistema de manejo do solo pode afetar acentuadamente sua umidade. A cobertura de um Argissolo com resíduos culturais de palha de trigo (7,5 t ha^{-1} de palha), durante o mês de novembro, manteve em torno de 100 g kg^{-1} a mais de água do que o mesmo solo descoberto (Bragagnolo & Mielniczuk, 1990).

Umidade do Solo

A água é fator fundamental na produção vegetal. Sua falta ou seu excesso afeta, de maneira decisiva, o crescimento das plantas. As culturas durante o seu ciclo vegetativo e reprodutivo consomem enorme volume de água, notando-se que cerca de 98 % deste volume atravessa a planta, perdendo-se posteriormente na atmosfera pelo processo de transpiração. Este fluxo de água é, porém, necessário para o crescimento vegetal e, por este motivo, sua taxa deve ser mantida dentro dos limites ótimos para cada cultura. Diversos fatores afetam a absorção de água pelas plantas, sendo a importância de cada um relativa, dependendo de cada caso em particular. Esses fatores, sem obedecer a uma ordem preferencial (Reichardt, 1976, 1978), são: (a) referentes à planta: extensão e profundidade do sistema radicular, superfície e permeabilidade radicular, idade da raiz e atividade metabólica da planta; (b) referentes à atmosfera: umidade relativa do ar, disponibilidade de radiação solar, vento e temperatura do ar, e (c) referentes ao solo: umidade, capacidade de água disponível, condutividade hidráulica, temperatura, aeração e salinidade da água do solo.

Umidade do Solo e Absorção de Nutrientes

No processo de absorção dos nutrientes, a água é, provavelmente, o fator com maior influência. A absorção do nutriente ocorre a partir de seu contato com a superfície da raiz e está diretamente relacionado com sua concentração na solução no solo.

O suprimento (transporte) dos nutrientes até à superfície das raízes é decorrente da ação conjunta dos três mecanismos: interceptação radicular, fluxo de massa e difusão (Barber et al., 1995). A planta, ao iniciar o processo de absorção de água e de nutrientes, altera o equilíbrio do sistema, estabelecendo diferenças de potencial de água e de concentração de nutrientes na superfície da raiz em relação ao resto do solo. Em atendimento às diferenças de potencial, originam-se duas formas de transporte de nutrientes no solo na direção das raízes: uma pelo fluxo de transpiração (fluxo de massa), em atendimento à diferença de potencial hídrico e outra por difusão, em atendimento ao gradiente de concentração.

A quantidade total de nutrientes transportada por fluxo de massa à superfície da raiz pode ser estimada sabendo-se a concentração do nutriente na solução do solo e o volume de água transpirada pela planta. Em cada solo, a quantidade suprida por fluxo de massa será diferente, pois a concentração do nutriente na solução depende da fertilidade do solo.

A quantidade do nutriente que chega à superfície radicular pelo processo de difusão na unidade de tempo (taxa de difusão) pode ser visualizada a partir da fórmula:

$$dq/dt = D\,A\,\theta\,(C1 - C2 / L)$$

em que A = área superficial das raízes da planta (cm^2 ou m^2); D = coeficiente de difusão do nutriente em água ($cm^2\ s^{-1}$); θ = conteudo volumétrico de água do solo; C1 = concentração do nutriente na solução do solo; C2 = concentração do nutriente na superfície da raiz, e L = distância entre C1 e C2, que pode variar de 0,5 a 4,0 mm.

A aplicação desta fórmula em condições de campo é difícil; entretanto, pode-se observar o efeito de algumas propriedades do solo que afetam a absorção: solos argilosos revelam maior capacidade de retenção de água (fator θ), podendo, portanto, suprir maior quantidade do nutriente por difusao do que solos arenosos com o mesmo valor de C1. Solos com boas propriedades físicas (estrutura, agregação, aeração, por exemplo) propiciam maior crescimento das raízes, aumentando, portanto, o fator A e, conseqüentemente, o suprimento de nutrientes por difusão (Anghinoni & Meurer, 2004).

A difusão e o fluxo de transpiração são dois processos que atuam simultaneamente, visto que absorção de água e nutrientes ocorre, em geral, ao mesmo tempo. No quadro 4, apresentam-se valores médios (percentuais) para o suprimento de quatro nutrientes em 12 unidades de solos do Estado do Rio Grande do Sul. O conteúdo volumétrico de água do solo foi o fator de solo que determinou o suprimento dos nutrientes às raízes das plantas de milho, desde que o fluxo de massa e a difusão são processos que dependem estritamente do volume de água do solo. Para Ca e Mg, observa-se que o fluxo de transpiração (fluxo de massa) supriu as raízes de quantidades muito maiores do que as necessidades das plantas, em virtude das concentrações elevadas destes dois nutrientes na solução dos solos, decorrentes da aplicação de calcário nos solos para a correção do pH.

Quadro 4. Contribuição relativa dos mecanismos de intercepção radicular, fluxo de massa e difusão na absorção de fósforo, potássio, cálcio e magnésio por plantas de milho, durante 13 dias de cultivo (médias para 12 unidades de solos do Estado do Rio Grande do Sul)

Nutriente	Intercepção radicular	Fluxo de massa	Difusão
	%		
Fósforo	3,5	2,6	93,9
Potássio	0,9	10,1	89,0
Cálcio	35,0	337,5	-
Magnésio	10,9	172,3	-

Fonte: Vargas et al. (1983).

Fatores de Natureza Química

Fatores de natureza química podem influenciar, positiva ou negativamente, o crescimento das plantas. Provavelmente, é difícil classificá-los ou separá-los, pois, em muitos casos, estão intimamente relacionados e interagem entre si. De forma geral e mais ampla, podem-se classificá-los naqueles relacionados com: (a) composição mineralógica do solo; (b) disponibilidade de nutrientes; (c) presença de elementos tóxicos; (d) presença de metais pesados; (e) teor de matéria orgânica; (f) reações de sorção, precipitação, redução e oxidação, e (g) salinidade.

Composição Mineralógica do Solo

O tipo e os teores de elementos minerais no solo são resultado do material de origem e de sua intemperização. Assim, a composição mineralógica determina a maior ou menor disponibilidade de elementos essenciais para as plantas e de elementos que podem ser fitotóxicos. Minerais primários, como feldspatos e micas, e secundários, como caulinita, vermiculita, esmectitas, óxidos de Fe e Al, têm acentuada importância no crescimento das plantas. Os feldspatos são fontes de Ca e K para as plantas; as micas são fontes de K. As apatitas, os sulfatos e os carbonatos são fonte de P, de S, de Ca, de Mg (Inda Junior et al., 2004). No quadro 5, exemplifica-se, para K, a relação entre o material de origem e os teores de K trocável (forma rapidamente disponível para as plantas) e os de K total (reserva potencial de K do solo) em alguns solos do Estado do Rio Grande do Sul.

Uma importante propriedade que os argilominerais conferem ao solo é a de originarem cargas negativas e positivas em suas superfícies, que atraem cátions e ânions. Dependendo do tipo de ligação que formam com as superfícies eletricamente carregadas dessas partículas, os íons terão maior disponibilidade (complexação de superfície de esfera-externa) ou menor disponibilidade (complexação de superfície de esfera-interna) para as plantas.

Os argilominerais distinguem-se na densidade de cargas que podem gerar em suas superfícies. Por exemplo, o mineral secundário caulinita, que geralmente é o argilomineral que predomina nos Latossolos, tem, em geral, baixa densidade de cargas negativas na sua superfície, o que, conseqüentemente, confere a estes solos baixa capacidade de troca de cátions (CTC). Assim, os Latossolos, apresentam, em geral, baixa fertilidade natural. Por outro lado, solos que contêm maiores quantidades do filossilicato vermiculita mostram alta reatividade química, visto que apresentam CTC elevada e, em geral, os solos que contêm este mineral apresentam alta fertilidade natural. Entretanto, a vermiculita pode fixar o K nas entrecamadas, o que dificulta o manejo deste nutriente.

Quadro 5. Teores de potássio trocável e de total em amostras de alguns solos da região sul do Estado do Rio Grande do Sul

Classificação	Material de origem	K-trocável	K-total
		mg kg^{-1}	
Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico típico	Granito	116	8.500
Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico típico	Granito	92	8.000
Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico latossólico	Argilito	94	5.700
Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico latossólico	Arenito	66	6.300
Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico arênico	Sedimentos de arenito	29	3.525
Luvissolo Hipocrômico órtico típico	Granito	100	23.050
Neossolo Litólico distrófico típico	Granito	136	28.300
Latossolo Vermelho distroférrico típico	Basalto	224	8.826
Argissolo Vermelho distrófico típico	Granito	152	14.347
Latossolo Bruno alumínico câmbico	Basalto	68	780

Fonte: Nachtigall & Vahl (1991).; Meurer et al. (1996).

Os solos brasileiros contêm, de uma maneira geral, elevados teores de óxidos de Fé e Al, associados aos minerais da argila. Estes óxidos também desenvolvem cargas elétricas nas suas superfícies e são capazes de complexar os íons da solução do solo. Adiante, trata-se com mais detalhes este assunto.

Reação do Solo (pH)

Grande parte dos solos agrícolas das regiões tropicais e subtropicais apresenta limitações ao crescimento de muitas culturas em virtude dos efeitos da acidez excessiva (Quadro 6). No Brasil, por exemplo, os solos sob vegetação do cerrado apresentam elevada acidez e baixa fertilidade e representam, aproximadamente, 150 milhões de hectares (Embrapa, 1978). No Estado do Rio Grande do Sul, levantamento realizado em cerca de 60.000 amostras de solos indicou que 70 % delas apresentaram pH em água inferior a 5,5 (Drescher et al., 1995).

Os efeitos da reação do solo (pH) sobre as plantas podem ser diretos ou indiretos. Dentre os efeitos diretos, destacam-se:

(a) Disponibilidade dos elementos essenciais à nutrição da planta;

(b) Solubilidade de elementos que podem ter efeito tóxico sobre as plantas;

(c) Atividade de microrganismos;

(d) Favorecimento ou não de doenças nas plantas;

(e) Habilidade de competição entre diferentes espécies de plantas, e

(f) Condições físicas do solo.

Os efeitos indiretos do pH sobre as plantas estão relacionados com propriedades químicas (reações de sorção, dessorção, precipitação) que ocorrem em solos e que influenciam diretamente o crescimento das plantas.

Quadro 6. Classificação do solo em função do pH

pH (água)	Classificação
< 5,0	Extremamente ácido
5,0 - 5,5	Muito ácido
5,6 - 6,0	Ácido
6,1 - 6,5	Pouco ácido
6,6 - 7,0	Aproximadamente neutro
7,1 - 7,5	Pouco alcalino
7,6 - 8,0	Alcalino (ou básico)
> 8,0	Muito alcalino

Disponibilidade de Nutrientes

Dezessete elementos são considerados essenciais ao crescimento das plantas: C, H, O, N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cl, Cu, Fe, Mn, Zn, Mo e Ni.

O processo fotossintético nas plantas converte o CO_2 atmosférico e a H_2O em carboidratos simples a partir dos quais aminoácidos, açúcares, proteínas, ácido nucléico e outros compostos orgânicos são sintetizados. Os demais 14 elementos essenciais são classificados em macro e micronutrientes e esta classificação é baseada na sua abundância relativa nas plantas. Quatro elementos adicionais Na, Co, V, e Si foram reconhecidos como necessários ou benéficos para algumas plantas.

A presença de um elemento no tecido da planta não indica necessariamente que ele exerce uma função essencial ao seu metabolismo. As plantas podem absorver elementos não-essenciais ou mesmo tóxicos ao seu crescimento e desenvolvimento. O critério de essencialidade é satisfeito quando, na ausência ou escassez do elemento, a planta não completa seu ciclo vital, bem como quando a função do elemento é específica e só pode ser evitada ou corrigida pela adição do referido nutriente, não podendo ser substituído por outro (Gianello & Giasson, 2004).

Nos estudos sobre nutrição de plantas, Justus von Liebig, por volta de 1840, introduziu conceito da lei do mínimo, segundo o qual o crescimento e desenvolvimento das plantas é limitado pelo nutriente que se encontra em menor quantidade em relação às suas necessidades, na presença de quantidades adequadas de outros nutrientes. Por exemplo, se o crescimento da planta está sendo prejudicado pela deficiência de P, adição de qualquer outro nutriente não terá efeito positivo; somente se o P for adicionado em quantidade adequada, este deixará de ser fator limitante da produção.

De maneira geral, o pH do solo na faixa de 5,5 a 6,5 é favorável ao crescimento da maioria das plantas (Quadro 7). Em valores de pH abaixo de 5,5 podem ocorrer danos ao crescimento em razão de elevadas concentrações de elementos potencialmente tóxicos, como Al e Mn.

Quadro 7. Valores de pH adequados para algumas culturas

pH do solo	Cultura	pH do solo	Cultura
> 6,5	Alfafa, Aspargo Piretro, Trevo doce Beterraba açucareira	5,0 - 5,5	Batata Fumo Cerejas
5,5 - 6.5	Trevo Vermelho Milho, Soja, Sorgo Trigo, Cevada Macieira, Pereira	< 5,0	Azaléia Hortênsias Erva Mate Mandioca

Fonte: Tisdale et al. (1993); SBCS (2004).

Como mencionado anteriormente, o pH afeta a disponibilidade dos nutrientes para as plantas. Macronutrientes, como N, K, Ca, Mg e S, por efeitos diretos ou indiretos, apresentam maior disponibilidade para as plantas em pH na faixa de 6-6,5. O P, macronutriente que limita o crescimento das plantas, na maioria dos solos brasileiros, é muito pouco disponível em condições de acidez. Isto porque, em geral, os solos contêm teores elevados de óxidos, de Fe principalmente, e normalmente em condição de maior acidez do solo, a superfície desses óxidos está carregada positivamente, atraindo ânions, como o fosfato, sulfato e molibdato. Estes ânions formam complexos de superfície de esfera-interna com os óxidos de Fe, o que diminui sensivelmente sua disponibilidade para as plantas (Figura 1).

Os micronutrientes, com exceção do Mo, são mais disponíveis em condições de pH mais ácidos. Ou, em outras palavras, à medida que o pH do solo aumenta, diminui a disponibilidade destes elementos para as plantas. Também neste caso a diminuição da solubilidade é resultado da adsorção desses elementos na superfície dos óxidos que em pH mais elevados ficam com suas superfícies mais negativas. Na figura 2, mostra-se a reação do Zn com os óxidos de Fe (reação similar ocorre com o B, com o Cu e com o Mn). A matéria orgânica, igualmente, como será discutido mais adiante, pode formar complexos de baixa solubilidade para as plantas graças à elevação do pH do solo.

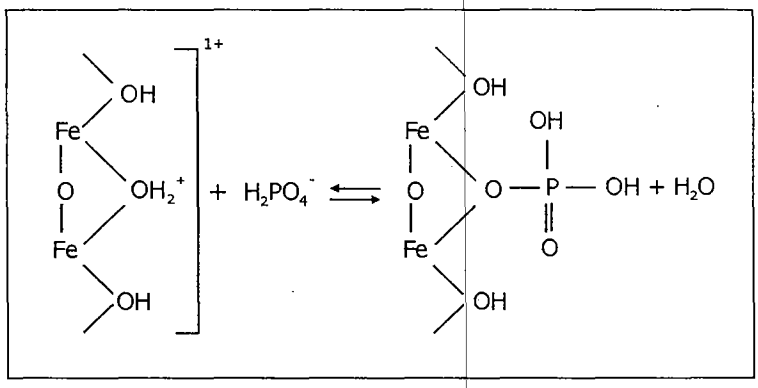


Figura 1. Formação de um complexo de esfera-interna entre um grupo funcional de superfície de um óxido de ferro (cargas positivas expostas nas bordas) e um fosfato da solução do solo. Esta reação, também conhecida como "fixação" do fósforo, diminui acentuadamente a disponibilidade deste nutriente para as plantas.

Fonte: Adaptado de Sanchez & Uehara (1980).

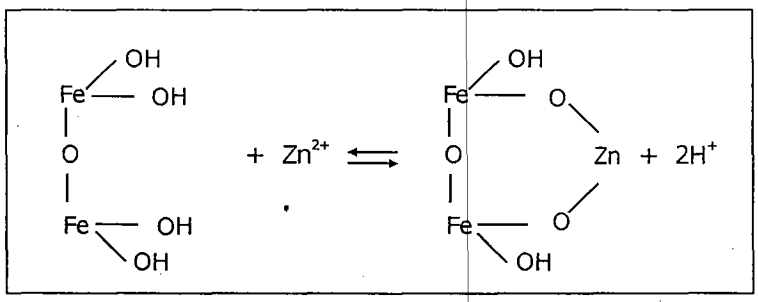


Figura 2. Formação de um complexo de esfera-interna entre um grupo funcional de superfície de um óxido de ferro e o zinco da solução do solo.

Elementos Tóxicos

Elementos tóxicos são aqueles que apresentam efeito prejudicial ao crescimento das plantas. Ressalve-se, porém, que, alguns nutrientes, quando em teores excessivo nos solos, podem ter um efeito tóxico para as plantas.

Geralmente, em solos ácidos, o principal elemento que tem efeito fitotóxico é o Al na forma de cátion trivalente Al^{3+} hidratado ou quando parcialmente hidrolisado [$Al(OH)^{2+}$ ou $Al(OH)_2^+$] (Foy, 1974). O grau de sensibilidade ou tolerância a teores de Al varia com a espécie de planta e mesmo dentro da mesma espécie, entre genótipos. Os efeitos do Al nos vegetais já podem ser observados poucos minutos após a indução do estresse, que são seguidos de efeitos secundários que aparecem após horas ou mesmo dias. O Al afeta, principalmente, o sistema radicular das plantas, alterando a morfologia e o crescimento das raízes. As raízes ficam mais grossas e ocorre redução na emissão de raízes secundárias. Como as funções primordiais das raízes são a absorção de água e de nutrientes, o crescimento e o desenvolvimento das plantas ficam acentuadamente prejudicados. A sensibilidade do feijão à toxidez do Al e a tolerância do arroz, crescendo em solos de várzeas do Estado de Goiás, são exemplos da reação diferenciada das espécies ao Al (Quadro 8).

O sítio primário da ação tóxica do Al é a parte distal da zona de transição no ápice das raízes, onde as células estão entrando em fase de alongamento (Sivaguru & Horst, 1998). O Al também se liga aos sítios negativos da parede celular, interferindo na capacidade de troca iônica da parede (Yang et al., 2000).

O principal fator que controla a concentração do Al na solução do solo é o pH. A solubilidade do Al é muito baixa ou nula em pH superior a 5,5; a toxidez do Al é particularmente severa em pH abaixo de 5,0 (Fageria, 1998).

Além da toxidez causada pelo Al, é conhecida, também, por ocorrer com mais freqüência, toxidez de Mn (Mn^{2+}) e de Fe (Fe^{2+}). O Mn é elemento essencial para as plantas, mas em solos ácidos com teores elevados deste nutriente, pode ocorrer toxidez

Quadro 8. Produção de matéria seca da parte aérea e de grãos de arroz e de feijão sob diferentes doses de alumínio em solo de várzea

Alumínio	Arroz		Feijão	
	Matéria seca	Grãos	Matéria seca	Grãos
$mmol_c\ dm^{-3}$	g/três plantas			
0,0	29,95	2,85	4,43	4,74
0,3	26,23	2,13	4,05	4,08
1,0	33,58	2,33	4,45	5,37
2,3	29,90	1,80	4,20	5,22
10,3	35,80	2,95	1,93	2,49
38,3	28,70	4,17	0	0

Fonte: Fageria (1998).

do mesmo para as plantas. Em 227 amostras de 28 perfis de 14 unidades de solos representativas do Estado de São Paulo, Valadares & Camargo (1983) encontraram teores de Mn variando de 14 a 2.395 mg kg^{-1} de solo. Os solos derivados de rochas básicas continham os teores mais elevados desse elemento.

As espécies vegetais diferem quanto à tolerância, à deficiência ou ao excesso de Mn. Em geral, a toxidez ocorre associada à toxidez de Al, em solos com pH inferior a 5,5. Acima deste pH, porém, o Al não prejudica o crescimento da planta, ao passo que a toxidez do Mn ainda pode ocorrer (Foy, 1976, 1984). Os resultados obtidos por Komatuda et al. (1993) mostram os efeitos de Mn em cultivares de soja crescendo em solução nutritiva (Quadro 9). Verifica-se que os quatro cultivares diminuíram a produção de matéria seca total, à medida que aumentou o teor de Mn na solução, observando-se, também, que os cultivares Doko e UFV- 4 foram os menos tolerantes ao Mn.

Alguns genótipos de arroz têm apresentados distúrbios nutricionais que são atribuídos à toxidez de Fe. Aparentemente, a toxidez causada pelo Fe^{2+} é resultante de um desequilíbrio nutricional entre K, Ca, Mg, Zn, P e o Fe (Vahl et al., 1993).

Quadro 9. Produção de matéria seca total (folhas, caules e raízes) de quatro cultivares de soja em presença de três doses de manganês, em solução nutritiva

Manganês	Cristalina	Doko	UFV-1	UFV- 4	Média
mg L^{-1}	g/quatro plantas				
0,00	6,92	7,02	6,92	7,76	7,16
0,25	7,40	7,43	8,14	8,72	7,92
9,00	5,45	3,92	5,05	4,33	4,69
Média	6,59	6,12	6,70	6,94	

Fonte: Komatuda et al. (1993).

Presença de Metais Pesados

Vários elementos, chamados de elementos-traço, dentre os quais se destacam os metais pesados e alguns micronutrientes, da litosfera, em concentrações menores do que 1 g kg^{-1}, podem ser tóxicos para os organismos vivos.

Os metais pesados são constituintes naturais de rochas e solos onde normalmente ocorrem em baixas concentrações, não representando, em condições naturais, riscos para o homem, animais e plantas. São designados metais pesados aqueles elementos que apresentam peso específico maior que 6 kg dm^{-3} ou que apresentam número atômico maior do que 20. Essa classificação, baseada na densidade, acaba englobando grupos de metais, semimetais e até não-metais (selênio). Alguns dos metais pesados mais tóxicos são: Hg, Pb, Cd, Cu, Ni e Co. Os três primeiros são particularmente tóxicos para animais superiores. Os três últimos são denominados fitotóxicos por serem mais tóxicos para plantas (Quadro 10) do que para animais (Accioly & Siqueira, 2000; Costa et al., 2004).

Quadro 10. Toxidez de alguns elementos para plantas e mamíferos

Forma mais tóxica do elemento	Fitotoxidez	Toxidez para mamíferos
Ag^+	alta	alta
$B(OH)_3$	média	baixa
Cd^{2+}	média-alta	alta
Co^{2+}	média-alta	média
CrO_4^{2-}	média-alta	alta
Cu^{2+}	média-alta	média
Hg^{2+}	alta	alta
MoO_4^{2-}	média	média
Ni^{2+}	média-alta	média
Pb^{2+}	média	alta
SeO_4^{2-}	média-alta	alta
Zn^{2+}	baixa-média	baixa-média

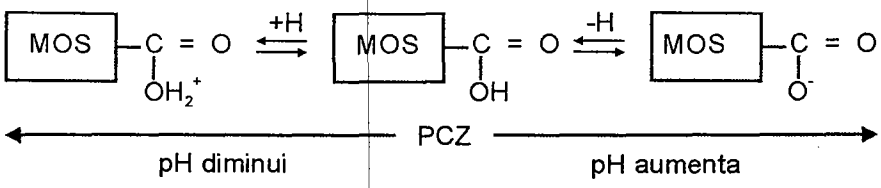
Fonte: McBride (1994).

Teor de Matéria Orgânica do Solo

A matéria orgânica do solo (MOS) é produzida a partir da decomposição dos resíduos de plantas e animais, sendo formada por diversos compostos de C (biomoléculas, ácidos fúlvicos, ácidos húmicos) em vários graus de alteração e interação com as outras fases do solo (mineral, gasosa e solução). Apesar de compor menos do que 5 % da fase sólida da maioria dos solos, apresenta uma alta capacidade de interagir com os demais componentes, alterando, assim, as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo as quais afetam o crescimento das plantas.

Os compostos orgânicos que constituem a MOS participam das ligações entre as partículas individuais do solo, atuando como agentes cimentantes das unidades estruturais (agregados). A formação e a estabilização dos agregados influenciam a aeração, a permeabilidade e a capacidade de retenção de água pelo solo. A presença de poros no solo oferece melhores condições à infiltração de água e melhor troca de gases entre o solo e a atmosfera (Silva et al., 2004).

A MOS tem acentuado efeito direto e indireto sobre a fertilidade do solo. É fonte de nutrientes para as plantas, principalmente de N, S e P, quando mineralizada pelos microrganismos. Uma importante propriedade da MOS é a capacidade de gerar cargas elétricas na sua superfície pela desprotonação, em valores de pH superior a 3,0 – ponto de carga zero (PCZ) – de seus grupos carboxílicos (COOH), principal grupo funcional da MOS, segundo a reação (Canellas et al., 1999):



A capacidade da matéria orgânica de gerar cargas negativas, aumentando a CTC do solo, é de extrema importância, principalmente em solos em que o argilomineral predominante é a caulinita (Quadro 11).

Pela sua alta reatividade, a MOS também regula a disponibilidade de vários micronutrientes (Cu^{2+}, Mn^{2+}, Zn^{2+}, entre outros), bem como a atividade de metais pesados e de elementos fitotóxicos, como a do Al^{3+} em solos ácidos. Também afeta a mobilidade, volatilização, biodegradação e a conseqüente fitotoxidez de outras moléculas orgânicas ou inorgânicas adicionadas ao solo, a saber: metais pesados, herbicidas, inseticidas, resíduos de indústrias ou de sistemas de produção animal, dentre outras.

Quadro 11. Capacidade de troca de cátions (CTC) total da matéria orgânica e fração da CTC devida à matéria orgânica de amostras superficiais de alguns Argissolos e Latossolos do Estado de São Paulo

Solo	Teor no solo		CTC		
	Argila	MO	Total	MO	Devido a MO
	g kg^{-1}		$cmol_c$ kg^{-1}		%
Argissolo	50	7,8	3,2	2,2	69
Argissolo	60	6,0	3,3	2,1	64
Argissolo	120	25,2	10,0	8,2	82
Argissolo	190	24,0	7,4	6,0	81
Argissolo	130	14,0	3,7	2,7	73
Latossolo	640	45,1	24,4	15	61
Latossolo	560	44,6	35,8	32,2	90
Latossolo	590	45,1	28,9	16,1	56
Latossolo	240	12,1	3,9	2,9	74

Fonte: adaptado de Raij (1969).

Reações de Sorção e de Precipitação

Muitas reações que ocorrem em solos influem na disponibilidade dos nutrientes para as plantas. Os óxidos de Fe, por exemplo, podem apresentar cargas positivas em pH ácido e cargas negativas em valores de pH mais elevados (acima do PCZ), atraindo ânions ou cátions, respectivamente. A adsorção do P (Figura 2) e deficiências de micronutrientes são causadas por reações de complexação de superfície (de esfera-interna) com óxidos, por exemplo. A matéria orgânica pode, também, complexar micronutrientes e causar deficiências dos mesmos nas plantas. Por outro lado, a toxidez do Al pode ser amenizada pela sua complexação pelas substâncias húmicas da matéria orgânica, principalmente em sistemas de plantio direto (SPD) (Figura 3).

Outra reação de extrema importância em solos é a adsorção de nutrientes catiônicos na forma de complexos de esfera-externa nas superfícies da argila e da matéria orgânica,

propriedade denominada capacidade de troca de cátions (CTC), que influi diretamente no crescimento das plantas. Os cátions que ficam adsorvidos nas superfícies da argila e da matéria orgânica (complexos de esfera-externa) ficam em forma que é prontamente disponível para as plantas e mantêm um equilíbrio dinâmico com aqueles cátions que estão na solução do solo. Assim, os cátions que são absorvidos pelas plantas são repostos para a solução por aqueles que estão adsorvidos na fase sólida na forma de complexos de esfera-externa. A CTC do solo se relaciona com a "reserva" de nutrientes, e desta forma, quanto maior for a CTC do solo, maior a capacidade de o solo reter os cátions em formas prontamente disponíveis para as plantas. A CTC é importante considerando que os cátions que estão na solução do solo estão sujeitos a se lixiviarem no perfil do solo, em profundidade, ficando fora do alcance das raízes (Figura 4).

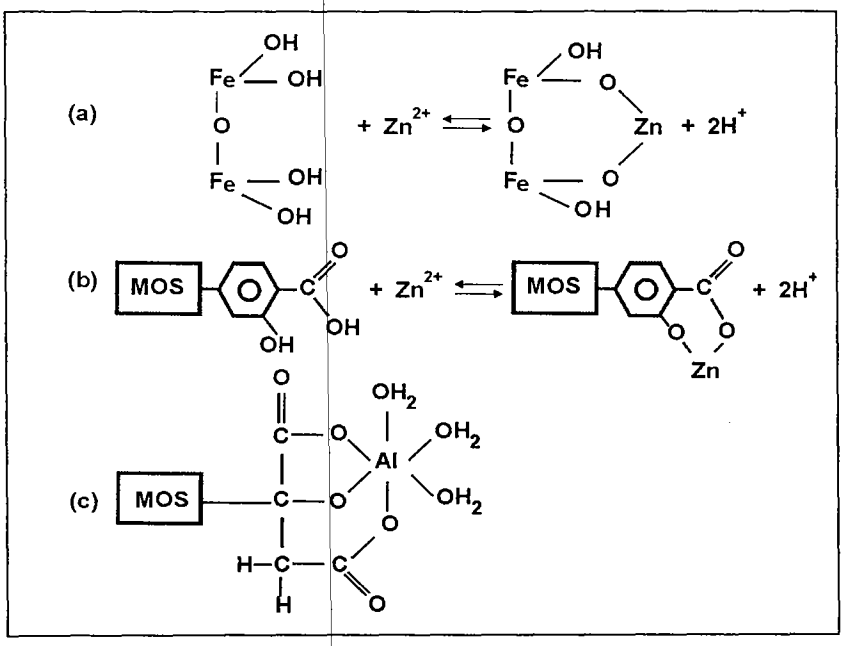


Figura 3. Exemplos de reações químicas que ocorrem em solos que afetam a disponibilidade de micronutrientes e elementos tóxicos. Em (a) o zinco (também o cobre, o manganês) está complexado por um óxido de ferro; em (b) o zinco está complexado pela matéria orgânica (MOS); ambas as reações diminuem a sua disponibilidade para as plantas. Em (c) o alumínio está complexado por substâncias húmicas da matéria orgânica o que ameniza seu efeito tóxico.

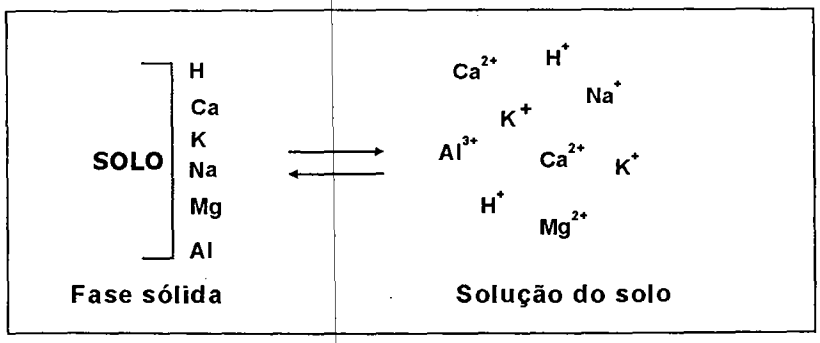


Figura 4. Íons adsorvidos na fase sólida do solo, na forma de complexos de esfera-externa (trocáveis) em equilíbrio com íons da solução do solo.

Reações de Oxidação e Redução (Oxirredução)

Solos posicionados em cotas mais baixas na paisagem estão sujeitos à saturação por água ou a alagamentos periódicos, principalmente os chamados solos de várzeas. Essa condição altera o equilíbrio dos elementos e dos compostos no solo, desencadeando uma série de mudanças, que fazem com que o comportamento desses solos seja bastante diferente do observado em ambientes bem drenados. A dinâmica dessas transformações é particularmente importante para a cultura do arroz irrigado por alagamento, uma vez que o solo permanece alagado durante a maior parte do ciclo da cultura. Atualmente, sabe-se que reações semelhantes às que ocorrem em solos alagados também são observadas em microssítios anaeróbios em solos oxidados, principalmente em áreas de plantio direto em decorrência da acumulação de palha na superfície, que aumenta a retenção de água no solo.

As condições de redução do solo alteram a disponibilidade de diversos elementos e são resultantes da atividade de microrganismos anaeróbios. Os microrganismos anaeróbios utilizam os compostos oxidados do solo como receptores de elétrons no seu metabolismo, obedecendo a uma seqüência: nitrato, óxidos de manganês, óxidos de ferro, sulfato.

Os resultados da atividade dos microrganismos resultam: (a) na elevação do pH do solo para valores na faixa de 6,5–7,0; (b) perdas de N do solo na forma gasosa; (c) aumento da disponibilidade do Mn^{2+} e do Fe^{2+}, que podem ter efeitos tóxicos para as plantas; (d) aumento da disponibilidade do P, visto que a redução do Fe^{3+} a Fe^{2+} libera este nutriente que está adsorvido aos óxidos de Fe e de Al, e (e) aumento na disponibilidade do K, Ca e Mg, que são deslocados dos sítios de troca da CTC, pelo Fe^{2+} e Mn^{2+}, para a solução do solo (Quadro 12).

Quadro 12. Variações de atributos químicos de 38 de solos do RS após 50 dias de alagamento

Atributo	Alagamento	Planossolos	Plintossolos	Outros	Média
pH	Antes	4,5	4,5	5,3	4,8
	Depois	6,5	6,7	6,8	6,7
CTC ($cmol_c\ dm^{-3}$)	Antes	2,9	7,1	21	10,3
	Depois	3,3	9,7	22,2	11,7
Fe^{2+} (trocável+solução) mg dm^{-3}	Antes	< 3	< 3		< 3
	Depois	346	346	354	300
Mn^{2+} (trocável+solução) mg dm^{-3}	Antes	22	55	25	34
	Depois	80	694	277	350

Fonte: Souza (2001).

Salinidade

Solos de regiões com deficiências hídricas, em que ocorrem salinização pela água do mar, ascensão do lençol freático, natureza e composição do material de origem, dentre outros, podem provocar o acúmulo de sais que são prejudiciais ao crescimento vegetal. Os íons mais comuns em solos salinos são os cátions Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} e K^+ e os ânions Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-, CO_2^{2-} e NO_3^-, formando sais solúveis de cloretos, sulfatos, carbonatos e bicarbonatos. Solos salinos ocorrem em diversas regiões do mundo; no Brasil, os solos afetados por sais ocorrem na região Nordeste do Brasil, perfazendo cerca de 10 milhões de hectares.

O efeito adverso da salinidade está relacionado com o aumento da pressão osmótica da solução do solo, o que leva ao acúmulo de sais no interior das células vegetais, podendo causar a plasmólise, com conseqüências negativas na absorção dos nutrientes e diminuição do sistema radicular (veja capítulo XVI).

Fatores de Natureza Biológica

Os efeitos dos fatores de natureza biológica sobre o crescimento e desenvolvimento das plantas estão intimamente relacionados com a atividade dos microrganismos do solo.

Os compostos orgânicos depositados na rizosfera[1] das plantas e as modificações do pH nesta zona afetam, acentuadamente, a disponibilidade de nutrientes e de elementos tóxicos. Os compostos orgânicos encontrados na rizosfera provêm de exsudatos das próprias plantas e de microrganismos que vivem nesta zona. São compostos que variam desde simples e solúveis em água até aqueles de grande complexidade e insolúveis em água.

As relações simbióticas e mutualísticas entre bactérias e fungos micorrízicos que habitam a rizosfera, com as raízes das plantas, são benéficas para várias espécies de plantas. As bactérias do gênero *Bradyrhizobium*, em simbiose com as raízes de leguminosas, são capazes de fixar o N_2 atmosférico e suprir a demanda das plantas neste nutriente (Quadro 13); os fungos micorrízicos podem aumentar a solubilidade de fontes menos solúveis de fosfatos e suprir as plantas com o P (Paulino et al., 1986; Silveira & Cardoso, 1987; Peres et al., 1994; Rosado et al., 1999).

Exsudatos das raízes, principalmente ácidos orgânicos de baixo peso molecular, como o cítrico, tartárico, oxálico, podem complexar o Al, diminuindo sua toxidez para as plantas (Miyazawa et al., 1992).

---

[1] Rizosfera é a zona de influência das raízes sobre o solo adjacente, que se estende desde a superfície da raiz até à distância de 1 a 3 mm da mesma.

Quadro 13. Rendimento de soja não inoculada e inoculada com estirpes de *Bradyrhizobium japonicum*

Tratamento	Rendimento de grãos
	kg ha^{-1}
Testemunha, não inoculada	1.834 d
Testemunha não inoculada + 200 kg ha^{-1} N	2.925 ab
Estirpes:	
CB 1809 + CPAC 7	3.215 a
S-370 + S-372	3.200 a
29w + SEMIA 587	2.850 b

Fonte: Hungria et al. (1999).

FATORES DE PLANTA

Os fatores inerentes à própria planta, tais como: os genéticos, a espécie, o cultivar, a eficiência de absorção de nutrientes, a alelopatia, moléstias e pragas, plantas invasoras e manejo também determinam menor ou maior produtividade das culturas e retorno econômico.

Diversos trabalhos revelam que existem diferenças quanto à absorção e eficiência de utilização dos nutrientes entre espécies ou cultivares, em razão da variabilidade genética da planta. A variabilidade genética refere-se a características hereditárias de uma espécie vegetal ou cultivar que apresenta diferença de crescimento ou produção em comparação com outra espécie ou cultivar, sob condições ideais ou adversas (Fageria, 1998). Assim, há espécies mais adaptadas às condições de acidez do solo, por exemplo, mais tolerantes a elementos fitotóxicos como o Al. Da mesma forma, existem espécies mais adaptadas às condições de baixa fertilidade do solo.

Eficiência na Absorção de Nutrientes

Existem vários mecanismos e processos na planta que contribuem para o uso eficiente de nutrientes. Esses mecanismos e processos são resumidos por Fageria & Baligar (1993) e estão relacionados com características morfológicas e fisiológicas desejáveis. As características morfológicas são: (a) sistema radicular eficiente, (b) alta relação entre raízes e parte aérea, c) sistema radicular extensivo, explorando maior volume de solo, e (d) colonização do sistema radicular por micorrizas e bactérias que fixam o N_2 atmosférico.

As características fisiológicas são: (a) habilidade do sistema radicular em modificar a rizosfera para superar baixa disponibilidade de nutrientes, (b) capacidade de manter o metabolismo normal com baixo teor de nutrientes nos tecidos, e (c) alta taxa fotossintética.

A eficiência de absorção de nutrientes pelas raízes é também uma característica herdada geneticamente. As espécies e cultivares de plantas diferem quanto à cinética de

absorção de nutrientes, caracterizada pelos parâmetros cinéticos de absorção, que descrevem o influxo de nutrientes nas raízes das plantas: o $I_{máx}$, que é o valor máximo do influxo do nutriente, a constante de Michaelis-Menten (Km), concentração do nutriente na solução do solo onde a taxa de absorção é igual a $I_{máx}/2$ e Cmin, concentração do nutriente na solução quando o $I_{máx}$ é zero, condição em que o influxo do nutriente pela planta iguala-se a seu efluxo (Barber, 1995) (veja capítulo IV). Como exemplos: o trevo branco e a ervilhaca apresentaram maior eficiência para absorver N, graças aos maiores valores do $I_{máx}$. Por outro lado, as gramíneas (aveia e azevém) apresentaram menor valor para Km, praticamente menos da metade do observado para as leguminosas (Quadro 14). Os valores da taxa máxima de absorção do P ($I_{máx}$) foram similares entre as quatro espécies. Todavia, os menores valores para a constante Km para a aveia e o azevém mostraram que elas são mais eficientes que as leguminosas para absorver este nutriente em condições de baixa disponibilidade do P.

Quadro 14. Valores dos parâmetros cinéticos de nitrogênio e fósforo de espécies forrageiras cultivadas em solução nutritiva

Espécie	Nitrogênio (NO_3^-)		Fósforo	
	$I_{máx}$	Km	$I_{máx}$	Km
	pmol cm^{-2} s^{-2}	pmol L^{-1}	pmol cm^{-2} s^{-2}	pmol L^{-1}
Aveia	28,6 b	26,2 b	1,74 a	11,2 bc
Azevém	34,7 ab	24,4 b	3,21 a	5,5 c
Trevo Subterrâneo	56,7 ab	54,0 a	2,05 a	17,9 ab
Ervilhaca	66,7 a	50,9 a	2,93 a	25,4 a

Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste Tukey a 5 %.
Fonte: Anghinoni & Meurer (1999).

Alelopatia

A alelopatia é o efeito nocivo que uma planta exerce sobre ela mesma ou sobre outra planta por meio da produção de substâncias químicas. A liberação de substâncias químicas na rizosfera é feita, geralmente, pela excreção das raízes ou pela decomposição dos restos culturais. Os restos culturais incorporados ao solo podem produzir aleloquímicos que inibem a germinação da semente e, ou, o crescimento das plantas (Fageria, 1998).

Doenças, Pragas e Plantas Invasoras

Doenças e pragas afetam a área foliar da planta o que resulta numa diminuição do processo fotossintético. A redução da fotossíntese diminui a produção de matéria seca pela planta e, conseqüentemente, a utilização de nutrientes. As plantas daninhas competem com as plantas cultivadas por nutrientes, água e luz.

Sistemas de Manejo

Os sistemas de manejo do solo e os sistemas de cultivo influem acentuadamente no crescimento e desenvolvimento das plantas. Esses sistemas devem respeitar as condições locais e necessidades da cultura a ser estabelecida. Existem diferentes sistemas de manejo do solo, sendo os mais empregados o convencional, o cultivo mínimo e o plantio direto. Os objetivos desses sistemas são comuns: propiciar condições adequadas ao crescimento e desenvolvimento das plantas, controle de plantas invasoras, distribuição de fertilizantes e corretivos, conservação do solo, dentre outros (Gianello & Giasson, 2004).

Nos últimos anos, registrou-se um incremento acentuado do sistema plantio direto. Dentre as vantagens deste sistema, podem-se destacar: redução dos riscos de erosão, aumento do teor de matéria orgânica da camada superficial, aumentando a CTC do solo, redução do efeito fitotóxico do Al pela sua complexação com substâncias húmicas da matéria orgânica do solo; estímulo à atividade biológica, redução do tempo necessário para o plantio, redução dos custos fixos da lavoura, melhoria das propriedades físicas do solo, dentre outros (Veja Capítulo XV). Os diferentes sistemas de cultivo também podem resultar em rendimentos econômicos distintos (Quadro 15).

Quadro 15. Rendimento de grãos de milho em diferentes sistemas de culturas sem e com 120 kg ha^{-1} de N pela adubação nitrogenada

Sistema de cultura (início em 1984)	Média de oito anos	
	Sem N	Com N
	t ha^{-1}	
Pousio/Milho	1,94	5,82
Aveia/Milho	2,21	5,59
Aveia + Vica/Milho + Caupi	3,40	5,35
Lablabe/Milho	3,66	4,92
Aveia + Trevo/Milho	3,36	5,86
Guandu/Milho	4,13	5,79
Trevo + Gorga/Milho	4,79	6,15

Fonte: Merten (1988); Testa (1989).

FATORES CLIMÁTICOS

Muitos fatores ligados às condições ambientais afetam a eficiência nutricional das plantas e a sua produtividade. A temperatura limita a sobrevivência dos seres vivos, que pode ocorrer na faixa entre -35 e +75 °C. Em geral, a faixa de crescimento das espécies vegetais é menor, situando-se, na média, entre 15 e 40 °C. Em temperaturas muito baixas

ou muito acima destas, o crescimento das plantas é rapidamente limitado (Tisdale et al., 1993). A temperatura ótima para o crescimento das plantas varia entre espécies e cultivares, de acordo com a idade da planta e seu estádio de desenvolvimento.

A temperatura influencia diretamente a fotossíntese, a respiração, a permeabilidade da parede celular, a absorção de água e de nutrientes, a transpiração, a atividade enzimática e a coagulação de proteínas. Pode, também, influir na composição da atmosfera do solo, que é resultado do aumento ou diminuição da atividade microbiana e respiração radicular. Quando a atividade microbiana é alta, aumenta a pressão parcial do CO_2 na atmosfera do solo, enquanto o teor de O_2 decresce. A variação da temperatura do solo pode influir na taxa de liberação de nutrientes da matéria orgânica, na absorção pelas raízes e na subseqüente translocação e utilização nas diferentes partes da planta. A radiação solar, a intensidade e a duração da luz influem no processo da fotossíntese, visto que fornece energia para a conversão do CO_2 e H_2O em compostos orgânicos. O maior efeito da radiação solar nos diferentes estádios de desenvolvimento da plantas é mais acentuado no estádio reprodutivo, seguido do estádio de maturação.

Dentre os fatores biofísicos, a água é o principal fator que determina a eficiência nutricional e, conseqüentemente, a produtividade das culturas. Em geral, as culturas, em sua maioria, são mais sensiveis às deficiências hídricas no período de uma semana que precede a floração (Fageria, 1998).

LITERATURA CITADA

ACCIOLY, A.M.A. & SIQUEIRA J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H. & SCHAEFER, C.E.G.R., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.299-352.

ANGHINONI, I. & MEURER, E.J. Eficiência de absorção de nutrientes pelas raízes. In: FERNANDES, M.F.; TAVARES, E.D. & LEAL, M.L.S. WORKSHOP SOBRE SISTEMA RADICULAR: METODOLOGIAS E ESTUDO DE CASOS. Aracajú, Embrapa Tabuleiros Costeiros, 1999. p.57-87.

ANGHINONI, I. & MEURER, E.J. Suprimento de nutrientes pelo solo e sua absorção pelas plantas. In: BISSANI, C.A.; GIANELLO, C.; TEDESCO, J. & CAMARGO, F.A.O., eds. Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas. Porto Alegre, Genesis, 2004. 328p.

BARBER, S. A. Soil nutrient bioavailability: A mechanistic approach. 2.ed. New York, John Wiley & Sons, 1995. 414p.

BRAGAGNOLO, N. & MIELNICZUK, J. Cobertura do solo por palha de trigo e seu relacionamento com a temperatura e umidade do solo. R. Bras. Ci. Solo, 14:369-374, 1990.

CAMARGO, O.A. & ALLEONI, L.R.F. Compactação do solo e desenvolvimento das plantas. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 1997. 132p.

CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A. & AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Reações da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O., eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre, Genesis, 1999. p.69-90.

CINTRA, F.L.D. Caracterização de impedimento mecânico em Latossolos do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1980. 89p. (Tese de Mestrado)

COSTA, C.N.; MEURER, E.J.; BISSANI, C.A. & SELBACH, P.A. Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente. In: MEURER, E.J. Fundamentos de química do solo. 2.ed. Porto Alegre, Gêneses, 2004. p.239-281.

DEXTER, A.R. Advances in characterization of soil structure. Soil Till. Res., 11:199-238, 1988

DIAS JUNIOR, M.S. Compactação do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H. & SCHAEFER, C.E.G.R., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v.1. p.55-94.

DRESCHER, M.; BISSANI, C.A.; GIASSON, E.; TEDESCO, M.J. & GIANELLO, G. Avaliação da fertilidade dos solos do Estado do Rio Grande do Sul e necessidade de adubos e corretivos. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 35p.

EAVIS, B. W.; RATLIFF, L.F. & TAYLOR, H.M. Use of deadload technique to determine axial root growth pressure. Agron. J., 61:640-643, 1969.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro de Pesquisa Agropecuária do Cerrado. Relatório técnico anual do Centro Nacional de Pesquisa do Cerrado 1976-1977. Planaltina, 1978. 183p.

FAGERIA, N.K. Otimização da eficiência nutricional na produção das culturas. R. Bras. Eng. Agric. Amb., 2:6-16, 1998.

FAGERIA, N.K. & BALIGAR, V.C. Screening crop genotypes for mineral stresses. In: WORKSHOP ON ADAPTATION OF PLANTS TO SOIL STRESS. Linclon, 1993. Proceedings. Linclon, University of Nebraska, 1993. p.142-159.

FOY, C.D. Effects os aluminium on plant growth. In: CARSON, E.W., ed. The plant root and its environment. Charlostesville, University Press of Virginia, 1974. p.601-642.

FOY, C.D. Differential aluminum and manganese tolerances of plant species and varieties in acid soils. Ci. Cult., 28:150-155, 1976.

FOY, C.D. Physiological effects of hidrogen, aluminum, and manganese toxicities in acid soils. In: ADAMS, F., ed. Soil acidity and liming. 2.ed. Madison, American Society of Agonomy, 1984. p.57-97. (Agronomy, 12)

GIANELLO, C. & GIASSON, E. Fatores que afetam o rendimento das culturas e sistemas de cultivo. In: BISSANI, C.A.; GIANELLO, C.; TEDESCO, J. & CAMARGO, F.A.O., eds. Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas. Porto Alegre, Genesis, 2004. 328p.

HUNGRIA, M.; VARGAS, M.A.T.; ANDRADE, D.S.; CAMPO, R.J.; CHUEIRE, L.M.O.; FERREIRA, M.C. & MENDES, I.C. Fixação biológica do nitrogênio em leguminosas de grãos. In: Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas. In: SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A.E. & CARVALHO, J.G., eds. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Lavras, Universidade Federal de Lavras, 1999. p.597-620.

INDA JUNIOR, A.V.; KLAMT, E. & NASCIMENTO, P.C. Composição da fase sólida mineral do solo. In: MEURER, E.J., ed. Fundamentos de química do solo. 2.ed. Porto Alegre, Gêneses, 2004. 290p.

KOMATUDA, C.R.N.; SEDIYAMA, C.S.; NOVAIS, R.F.; MONNERAT, P.H. & NEVES, J.C.L. Comportamento de cultivares de soja sob deficiência ou excesso de manganês em solução nutritiva. R. Bras. Ci. Solo, 17:217-221, 1993.

LIBARDI, P.L. & JONG van LIER, Q. Atuação dos fatores físicos do solo no desenvolvimento do sistema radicular. In: FERNANDES, M.F.; TAVARES, E.D. & LEAL, M.L.S. WORKSHOP SOBRE SISTEMA RADICULAR: Metodologias e estudo de casos. Aracaju, Embrapa Tabuleiros Costeiros, 1999. 300p.

MARSCHNER, H. Mineral nutrition of higher plants. 2.ed. San Diego, Academic Press, 1995. 889p.

McBRIDE, M.B. Environmental chemistry of soils. New York, Oxford University Press, 1994. 406p.

MERTEN, G.H. Rendimento de grãos e distribuição do sistema radicular das culturas sob diferentes sistemas de manejo em um Oxissolo (Latossolo Roxo distrófico). Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1988. 92p.

MEURER, E.J.; KAMPF, N. & ANGHINONI, I . Fontes Potenciais de potássio em alguns solos do Rio Grande do Sul. R. Bras. Ci. Solo, 20:41-47, 1996.

MIYAZAWA, M.; CHIERICE, G.O. & PAVA, M.A. Amenização da toxicidade de alumínio às raízes do trigo pela complexação com ácidos orgânicos. R. Bras. Ci. Solo, 16:209-215, 1992.

NACHTIGALL, G.R. & VAHL, L.C. Capacidade de suprimento de potássio dos solos da região sul do Estado do Rio Grande do Sul. R. Bras. Ci. Solo, 15:37-42, 1991.

PAULINO, V.T.; PICCINI, D.F. & BAREA, J.M. Influência de fungos micorrízicos vesículo-arbusculares e fosfatos em leguminosas forrageiras tropicais. R. Bras. Ci. Solo, 10:103-108, 1986.

PERES, J.R.R.; SUHET, A.R.; MENDES, I.C. & VARGAS, M.A.T. Efeito da inoculação com rizóbio e da adubação nitogenada em sete cultivares de feijão em solo do cerrado. R. Bras. Ci. Solo, 18:415-420, 1994.

RAIJ, B. van. A capacidade de troca de cátions das frações orgânica e mineral de solos. Bragantia, 28:85-112, 1969.

REICHARDT, K. Disponibilidade e absorção de nutrientes em relação às condições físicas do sistema solo-planta-atmosfera. In: MALAVOLTA. E., org. Manual de química agrícola. São Paulo, Agronômica Ceres, 1976. p.134-135.

REICHARDT, K. A água na produção agrícola. São Paulo, McGraw-Hill do Brasil, 1978. 120p.

ROSADO, A.S.; DUARTE, G.F. & MENDONÇA-HAGLER, L.C. A moderna microbiologia do solo: Aplicação de técnicas de biologia molecular. In: CARVALHO, J.O.; SIQUEIRA, F.M.S.; MOREIRA, A.S.; LOPES, L.R.G.; GUILHERME, V.; FAQUIN, A.E. & FURTINI NETO, J.G., eds. Soil fertility, soil biology and plant nutrition interrelationships. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 1999. p.429-466.

SANCHEZ. P.A. & UEHARA, G. Manangement considerations for acid soils with high phosphorus fixation capacity. In: KHASAWNEH, F.E.; SAMPLE, E.C. & KAMPRATH, E.J., eds. The role of phosphorus in agriculture. Madison, America Society of Agronomy, 1980. p.379-438.

SILVA, L.S.; CAMARGO, F.A.O. & CERETTA, C.A. Composição da fase sólida orgânica do solo. In: MEURER, E.J., ed. Fundamentos de química do solo. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004. 290p.

SILVEIRA, A.P.D. & CARDOSO, E.J.B.N. Efeito do fósforo e da micorriza vesículo-arbuscular na simbiose *Rhizobium*-feijoeiro.R. Bras. Ci. Solo, 11:31-36, 1987.

SIVAGURU, M. & HORST, W.J. The distal part of the transitional zone is the most aluminum-sensitive apical root zone of maize. Plant Physiol., 163:155-163, 1998.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO – Comissão de Química e Fertilidade do Solo. SBCS/CQFS. Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10.ed. Porto Alegre, Evangraf, 2004. 400p.

SOUZA, R.O. Oxirredução em solos alagados afetada por resíduos vegetais. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001. 164p. (Tese de Doutorado)

STOLZY, L.H. Soil atmosphere. In: CARSON, E.W., ed. The plant root and its environment. Charlottesville, University Press of Virginia, 1974. p.135-361.

STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C. & SCHNEIDER, P. Solos do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002. 126p.

TAYLOR, H.M. & RATLIFF, L.F. Root growth pressures of cotton, peas and peanuts. Agron. J., 61:398-402, 1969.

TESTA, V.M. Características químicas de um Podzólico Vermelho-Escuro, nutrição e rendimento de milho afetados por sistemas de culturas. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1989. 134p. (Tese de Mestrado)

TISDALE, S.L.; NELSON, W.L.; BEATON, J.D. & HAVLIN, J.L. Soil fertility and fertilizers. 5.ed. New York, MacMillan Publishing, 1993. 634p.

VAHL, L.C.; ANGHINONI, I. & VOLKWEISS. S.J. Cinética de absorção de potássio afetada por ferro, cálcio e magnésio em genótipos de arroz de diferentes sensibilidades à toxidez de ferro. R. Bras. Ci. Solo, 17:269-273, 1993.

VALADARES, J.M.A.S. & CAMARGO, O.A. Manganês em solos do Estado de São Paulo. R. Bras. Ci. Solo, 7:123-130, 1983.

VARGAS, R.M.B.; MEURER, E.J. & ANGHINONI, I. Mecanismos de suprimento de fósforo, potássio, cálcio e magnésio às raízes de milho em solos do Rio Grande do Sul. R. Bras. Ci. Solo, 7:143-148, 1983.

YANG, Z.M.; SIVAGURU, M.; HORST, W.J. & MATSUMOTO, H. Aluminum tolerance is achieved by exudation of citric acid from roots of soybean (*Glycine max*). Plant Physiol., 110:72-77, 2000.

III – ELEMENTOS REQUERIDOS À NUTRIÇÃO DE PLANTAS

Antonio Roque Dechen[1/] & Gilmar Ribeiro Nachtigall[2/]

[1/] Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ/USP.
Caixa Postal 9, CEP 13418-900 Piracicaba (SP).
ardechen@esalq.usp.br

[2/] Embrapa Uva e Vinho. Caixa Postal 130, CE 95700-000
Bento Gonçalves (RS).
gilmar@cnpuv.embrapa.br

Conteúdo

INTRODUÇÃO 92
CRITÉRIOS DE ESSENCIALIDADE 92
MACRO E MICRONUTRIENTES 94
Macronutrientes 94
Nitrogênio 94
Fósforo 96
Potássio 100
Cálcio 102
Magnésio 104
Enxofre 106
Micronutrientes 107
Boro 107
Cloro 111
Cobre 112
Ferro 114
Manganês 118
Molibdênio 120
Níquel 122
Zinco 124
ELEMENTOS BENÉFICOS 126
Sódio 126
Silício 127
Selênio 127
Cobalto 128
LITERATURA CITADA 129

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

INTRODUÇÃO

Dezessete elementos são considerados essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas: carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O); nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), boro (B), cloro (Cl), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo), níquel (Ni) e zinco (Zn). Alguns elementos são classificados como benéficos para algumas plantas, como o sódio (Na), silício (Si), selênio (Se) e cobalto (Co). Os nove primeiros (exceto o K) participam da formação dos tecidos vegetais e representam, aproximadamente, 99 % da sua massa.

Carbono, H e O são estudados nas suas múltiplas funções na fisiologia vegetal. Sob o ponto de vista da nutrição mineral, os elementos essenciais são classificados em macro e micronutrientes, de acordo com as quantidades exigidas pelas plantas. Os macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) são exigidos em maiores quantidades (da ordem de g kg^{-1} de matéria seca da planta). Já os micronutrientes (B – Cl – Cu – Fe – Mn – Mo – Ni – Zn) são absorvidos pelas plantas em pequenas quantidades (da ordem de mg kg^{-1} de matéria seca da planta).

É necessário que haja disponibilidade e absorção dos nutrientes em proporções adequadas, via solução do solo ou, como suplementação, via foliar. Cada um destes nutrientes tem uma função específica no metabolismo das plantas. Desequilíbrios em suas proporções podem causar deficiência ou excesso de nutrientes, causando limitações ao crescimento das plantas ou mesmo sua morte.

CRITÉRIOS DE ESSENCIALIDADE

A presença de elementos químicos nas cinzas de uma planta não é indicador da essencialidade quantitativa ou qualitativa dos diferentes elementos para esta planta, como demonstraram Arnon & Stout (1939), em cultivos hidropônicos. Esses autores estabeleceram três critérios que devem ser atendidos para que um elemento possa ser considerado essencial:

Critério 1: Um elemento é essencial se sua deficiência impede que a planta complete o seu ciclo vital.

Critério 2: Para ser essencial, o elemento não pode ser substituído por outro elemento com propriedades similares. Por exemplo: O Na apresenta propriedades semelhantes ao K, contudo não pode substituir completamente o K.

Critério 3: O último critério que deve ser cumprido é que o elemento deve participar diretamente no metabolismo da planta e promover seu benefício não só com o objetivo de melhorar as características do solo, por meio do crescimento da microflora, mas também de possibilitar outro efeito benéfico à planta.

Estes três critérios podem ser assim resumidos: Um elemento é considerado essencial quando ele faz parte de uma molécula essencial ao metabolismo da planta. É o caso do Mg, como constituinte da clorofila, ou do N, como constituinte de proteínas. Assim, mesmo que um elemento possibilite melhorar o crescimento ou um processo fundamental de uma planta, não é considerado como essencial se não atender aos três critérios da essencialidade. Todos os 17 elementos apresentados (Quadro 1) cumprem estas exigências e devem ser fornecidos às plantas para que estas germinem, cresçam, floresçam e produzam sementes.

Pelo exposto, a presença de um elemento em altas concentrações em uma planta não constitui indicador seguro de sua essencialidade, já que as plantas apresentam capacidade de absorção seletiva limitada, de modo que podem absorver pelas raízes elementos minerais não-essenciais e, ou, mesmo tóxicos.

Alguns elementos são classificados como benéficos para algumas plantas, como o sódio (Na), selênio (Se), silício (Si) e cobalto (Co). Exemplificando, existem algumas espécies de plantas de mangue que acumulam Na, algumas plantas de deserto, como *Atriplex vesicaria* e *Halogeton glomeratus*, requerem Na para o seu crescimento e

Quadro 1. Relação dos elementos essenciais às plantas superiores, com as concentrações médias na matéria seca da parte aérea e os respectivos autores que demonstraram a essencialidade e o ano em que ocorreu a descoberta

Elemento	Concentração na matéria seca	Demonstração da essencialidade	
		Autor	Ano
	g kg^{-1}		
Carbono (C)	450	Saussure	1804
Oxigênio (O)	450	Saussure	1804
Hidrogênio (H)	60	Saussure	1804
Nitrogênio (N)	15	Saussure	1804
Potássio (K)	10	Sachs & Knop	1860, 1865
Cálcio (Ca)	5	Sachs & Knop	1860, 1865
Fósforo (P)	2	Ville	1860
Magnésio (Mg)	2	Sachs & Knop	1860, 1865
Enxofre (S)	1	Sachs & Knop	1865
	mg kg^{-1}		
Cloro (Cl)	100	Broyer et al.	1954
Manganês (Mn)	50	Mazé, McHargue	1915, 1922
Boro (B)	20	Warington	1923
Zinco (Zn)	20	Sommer & Lipman	1926
Ferro (Fe)	10	Sachs & Knop	1860, 1865
Cobre (Cu)	6	Lipman & McKinney	1931
Níquel (Ni)	3	Brown et al.	1987
Molibdênio (Mo)	0,1	Arnon & Stout	1939

Fonte: Malavolta (1980); Glass (1983); Marschner (1995); Epstein & Bloom (2005).

desenvolvimento, enquanto, para a *Amaranthus tricolor* (metabolismo C4), o Na é essencial quando em condições de baixas concentrações de CO_2; por outro lado, existem plantas, como *Astragalus, Stanleya* e *Lecythis*, que crescem em solos com altas concentrações de Se, constituindo plantas acumuladoras deste elemento. Tem sido proposto que os silicatos em folhas e inflorescências de gramíneas podem impedir ou diminuir o ataque por insetos. O Co é necessário à fixação do N_2 atmosférico por bactérias dos nódulos das raízes de leguminosas, bem como para bactérias de vida livre que fixam N_2.

Desta forma, os elementos requeridos pelas plantas podem ser classificados como essenciais ou benéficos; contudo, esta listagem atual poderá ser ampliada, uma vez que, com o avanço das técnicas analíticas, outros elementos exigidos em quantidades mínimas poderão vir a ser considerados essenciais ou benéficos às plantas.

MACRO E MICRONUTRIENTES

Neste texto, não serão feitas referências detalhadas aos elementos C, H e O. Como estes elementos são supridos à planta essencialmente via CO_2, na fotossíntese, e via H_2O absorvida do meio de crescimento, são tratados de modo particular na Fisiologia Vegetal.

Cada um destes nutrientes tem uma função específica no metabolismo das plantas. A seguir, são descritas as principais funções dos nutrientes minerais e a forma como se caracterizam a deficiência ou o excesso desse nutriente. Deve-se considerar que os sintomas de deficiência estão relacionados com a mobilidade dos nutrientes no floema, já que nutrientes classificados como móveis, por se translocarem facilmente, têm a sintomatologia de deficiência expressa nas folhas mais velhas. Por outro lado, os nutrientes que participam de estruturas celulares da planta, por apresentarem menor mobilidade de redistribuição, têm os sintomas de deficiência expressos nas folhas mais novas.

Macronutrientes

Nitrogênio

O N é considerado o elemento mais abundante da atmosfera terrestre, representando 78 % do volume. É componente de toda a matéria viva (representa aproximadamente 18 % do peso das proteínas).

O N em estado natural ocorre na forma combinada com o K (KNO_3) e com o Na como salitre de Chile ($NaNO_3$). Na atmosfera, chuva, solo e no guano, ocorre na forma de amônio ou sais de amônio; na água do mar, como íons de amônio, nitrito e nitrato. Nos organismos vivos, aparece formando complexos orgânicos em proteínas, ácidos nucléicos, e clorofila, além de constituir parte do protoplasma (Havlin et al., 1999). O N em compostos orgânicos ocorre quase exclusivamente no estado reduzido, onde forma três ligações covalentes e dispõe de um par de elétrons não compartilhados.

Os teores de N no solo na forma mineral são pequenos, variando desde traços até 5 g kg^{-1} nas camadas superficiais dos solos, diminuindo com a profundidade. O teor de N depende também do tipo de solo, da temperatura e da pluviosidade. Em regiões de condições de umidade uniforme e vegetação similar, os teores médios de N e de matéria orgânica do solo decrescem exponencialmente, à medida que aumenta a temperatura média (veja capítulo VII).

O N disponível no solo se encontra, principalmente, na forma de NO_3^-. A camada arável do solo pode ter um teor de N, na forma de NO_3^-($N\text{-}NO_3^-$), entre 2 e 60 mg kg^{-1}. Este teor varia com a estação climática, já que o NO_3^- é muito solúvel na água, de modo que as águas de chuva e de irrigação podem arrastar o nutriente para o subsolo (Raij, 1991).

Forma de absorção: As plantas absorvem a maior parte do N em forma de íons NH_4^+ ou NO_3^-. Um pouco de uréia pode ser absorvida diretamente pelas folhas, bem como pequenas quantidades de N podem ser obtidas de materiais como aminoácidos solúveis em água. Com exceção do arroz, os cultivos agrícolas absorvem a maior parte do N como NO_3^-; no entanto, em estudos recentes, verificou-se que a maioria das culturas pode absorver quantidades apreciáveis de NH_4^+, quando na solução do solo. Certos híbridos de milho têm uma alta exigência de NH_4^+ e a absorção desta forma de N ajuda a incrementar o rendimento de grãos. O trigo também se beneficia da nutrição com NH_4^+. O N pode também ser absorvido por meio de bactérias fixadoras do N_2 atmosférico que participam de interação simbiótica com as raízes de leguminosas.

O N, uma vez absorvido da solução do solo ou fixado do ar, incorpora-se na planta na forma de aminoácidos. À medida que aumenta o fornecimento de N, as proteínas sintetizadas a partir dos aminoácidos promovem o crescimento das folhas, aumentando a superfície fotossintética.

Uma das razões pelas quais se obtêm rendimentos mais altos com a absorção de uma parte do N como NH_4^+ é que este cátion é assimilado diretamente pela planta para a formação de aminoácidos. Já o ânion NO_3^- deve ser reduzido a NH_4^+ para assimilação do N pela planta. A redução de NO_3^- no interior da planta requer energia (o NO_3^- é reduzido a NH_4^+ que, depois, é convertido em aminoácidos na planta). Esta energia é proporcionada por carboidratos, os quais podem ser utilizados para o crescimento ou para a formação do grão.

Funções: O N é necessário para a síntese da clorofila e está envolvido no processo da fotossíntese, já que faz parte da molécula da clorofila. A deficiência de N proporciona menor síntese de clorofila (Figura 1). Esta situação não permite que a planta utilize a luz solar como fonte de energia no processo fotossintético; deste modo, a planta perde a habilidade de executar funções essenciais, como, por exemplo, a absorção de nutrientes. O N é um componente das vitaminas e dos sistemas energéticos na planta. É também um componente dos aminoácidos, os quais formam proteínas. Portanto, o N é diretamente responsável pelo incremento do conteúdo de proteínas.

Teores na planta: Os teores de N nas plantas variam entre 2 e 75 g kg^{-1} de matéria seca da planta, considerando os teores entre 20 e 50 g kg^{-1} como adequados para um

crescimento normal das plantas. As plantas deficientes apresentam teores foliares menores do que 10 g kg^{-1}, enquanto, acima de 50 g kg^{-1}, podem-se observar sintomas de toxidez (Malavolta, 1980; Malavolta et al., 1989; Pais & Jones Junior, 1996; Furlani, 2004).

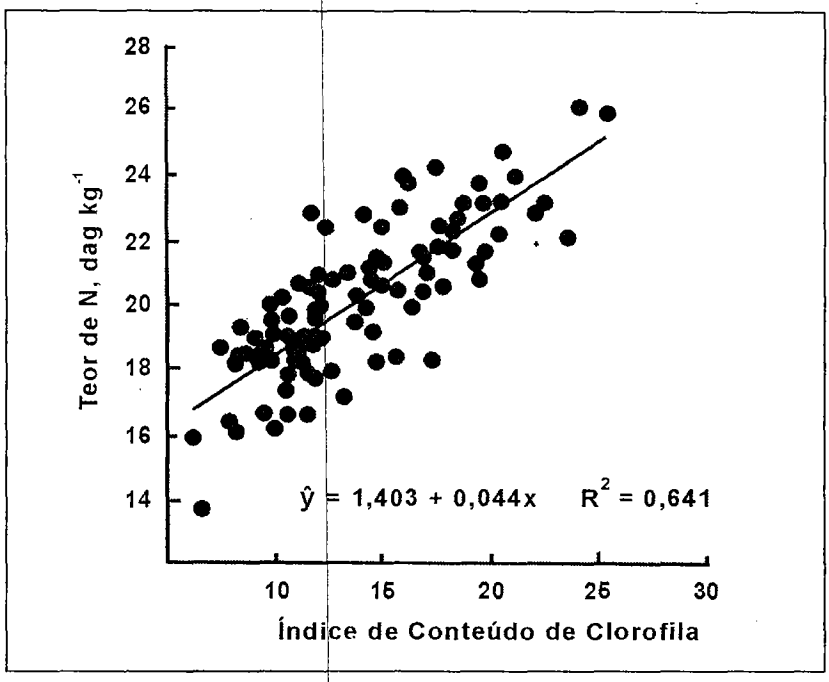


Figura 1. Relação entre o teor de nitrogênio e o índice de conteúdo de clorofila em folhas de *Acer saccharum*.

Fonte: Adaptado de van der Berg & Perkins (2004).

Sintomas de deficiência ou excesso: As plantas que crescem em concentrações baixas de N apresentam coloração verde-clara, caracterizada por clorose generalizada, que se acentua, principalmente, nas folhas velhas (Figura 2), já que o N é um elemento móvel quanto à redistribuição nas plantas, podendo ser retranslocado na forma de NO_3^- ou de aminoácidos e aminas (Furlani, 2004). As folhas novas permanecem com cor verde por períodos mais longos, por receberem o N solúvel das folhas mais velhas. Algumas plantas, como tomateiro e milho, exibem uma coloração purpúrea do caule e colmo, pecíolos e parte basal das folhas, resultante da concentração de antocianinas. A relação de matéria seca, parte aérea/raiz normalmente é baixa, já que predomina o crescimento radicular sobre o foliar. Plantas com deficiência de N apresentam menor crescimento.

O excesso de N provoca crescimento excessivo da parte aérea, o que pode provocar o acamamento de gramíneas. Para outras espécies, o excesso de N pode provocar redução na qualidade do produto.

Fósforo

O teor total médio de P na litosfera é de 2,8 g kg^{-1} de P_2O_5; contudo, muitos solos contêm de 0,2 a 0,8 g kg^{-1} de P (Fassbender, 1994). O P encontra-se em compostos que estão distribuídos em muitas rochas, minerais, plantas e animais. No solo, o P pode ser encontrado em formas orgânicas e inorgânicas (veja capítulo VIII).

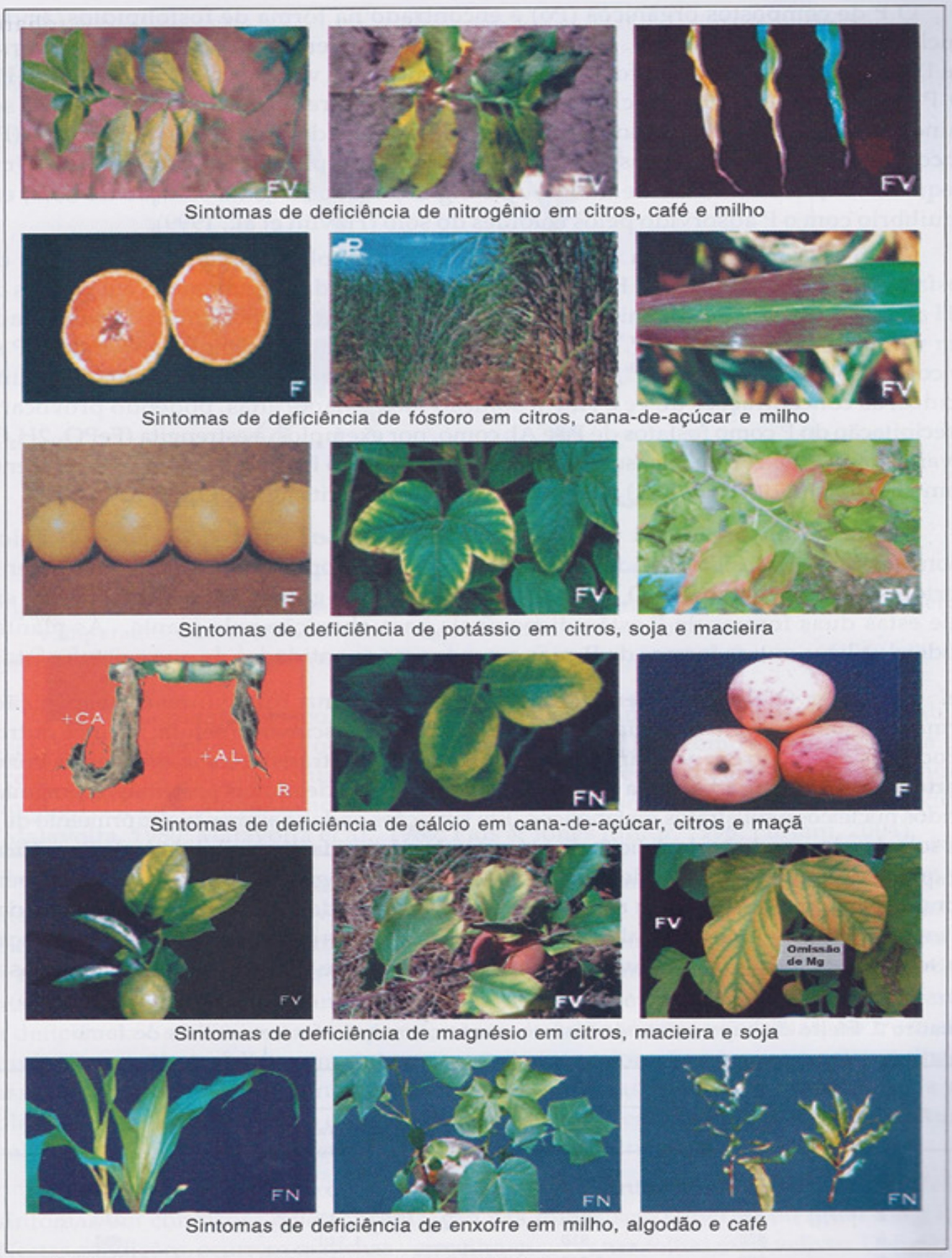


Figura 2. Sintomas de deficiência de macronutrientes.

Fonte: Departamento de Solos e Nutrição de Plantas – ESALQ/USP. (FV = folhas velhas; FN = folhas novas; F = frutos; R = raízes).

O P de compostos orgânicos (Po) é encontrado na forma de fosfolipídios, ácidos nucléicos e fosfatos de inositol. O Po, expresso como percentagem do P total, pode variar de 15 a 80 %. Na forma de fosfolipídios, as concentrações variam em torno de 5 % do Po. O P na forma de ácidos nucléicos pode atingir valores de 2,5 %. O Po deve ser mineralizado antes de ser absorvido pelas plantas. O P de compostos inorgânicos (Pi) encontra-se sob várias formas, as quais dependem do pH (veja capítulo VIII). Uma pequena fração, normalmente menor de 1 mg L^{-1}, encontra-se na solução do solo, em equilíbrio com o P adsorvido pelos colóides do solo (Havlin et al., 1999).

O pH do solo controla a disponibilidade para as plantas das formas iônicas do fosfato. O ânion monovalente $H_2PO_4^-$ tem sua disponibilidade aumentada em valores de pH abaixo de 7, enquanto o ânion divalente HPO_4^{2-} tem sua disponibilidade aumentada em valores de pH acima de 7. Em situações de pH muito alcalino, quase todo o P se encontra sob a forma de PO_4^{3-}, a qual não é absorvida pelas plantas. Em solos muito ácidos, as concentrações de Fe e Al em solução são bastante altas, podendo provocar a precipitação do P como fosfatos de Fe e Al; como, por exemplos, a estrengita ($FePO_4.2H_2O$) e variscita ($AlPO_4.2H_2O$). Em solos alcalinos e calcários, o P do solo encontra-se presente como hidroxiapatita $3Ca_3(PO_4)_2.Ca(OH)_2$ e carbonatoapatita $3Ca_3(PO_4)_2.CaCO_3$.

Forma de absorção: As plantas absorvem a maior parte do P como o ânion monovalente - ortofosfato biácido - $H_2PO_4^-$, e, em menor proporção, como o anion bivalente - ortofosfato monoácido - HPO_4^{2-}. O pH do solo influi, em grande parte, na proporção em que estas duas formas de P estão disponíveis para absorção pela planta. As plantas podem utilizar outras formas de P, mas em menores quantidades do que o ortofosfato.

Funções: O P desempenha papel importante na fotossíntese, respiração, armazenamento e transferência de energia, divisão e crescimento celular, dentre outros processos que ocorrem na planta. O P é importante na transferência de energia como parte do trifosfato de adenosina (ATP), como componente de muitas proteínas, coenzimas, ácidos nucléicos e substratos metabólicos. Em situações onde se aumenta o suprimento de P no solo de uma condição de deficiência até outra de adequada disponibilidade de P, verifica-se que as principais frações de P contidas em órgãos vegetativos das plantas também aumentam (Quadro 2). Além disto, o P promove a rápida formação e crescimento das raízes (Figura 3), melhora a qualidade dos frutos, hortaliças e grãos, sendo vital à formação da semente, bem como está envolvido na transferência de características hereditárias.

Quadro 2. Efeito do suprimento de fósforo nas frações de fósforo em folhas de fumo

P aplicado	Fração de P			
	Lipídios	Éster	Ácidos nucléicos	Pi
mg L^{-1}	mg kg^{-1}			
2	320	360	740	330
6	830	910	1.340	830
8	890	1.040	1.330	1.230
20	910	1.090	1.420	3.380

Fonte: Adaptado de Marschner (1995).

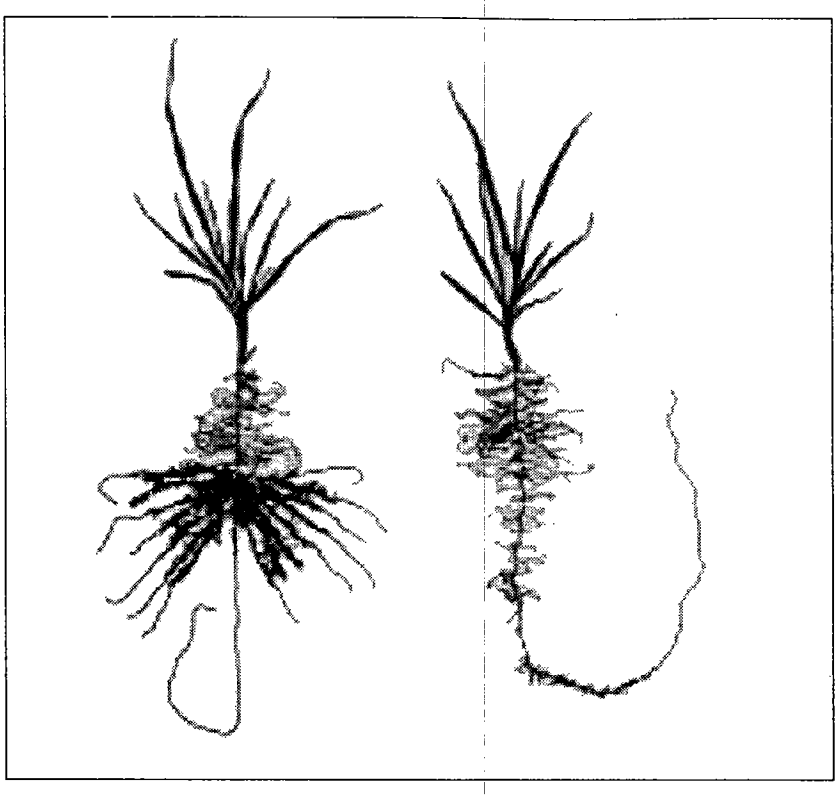


Figura 3. Raízes de plantas desenvolvidas na região do solo enriquecida com fósforo (esquerda) comparadas com as do solo sem enriquecimento de fósforo (direita).
Fonte: Adaptado de Drew & Saker (1978).

Teores na planta: Os teores de P nas plantas variam de 0,5 a 3,0 g kg^{-1} de matéria seca da planta, considerando-se teores entre 1,0 e 1,5 g kg^{-1} como adequados para um crescimento normal das plantas. Plantas deficientes apresentam teores foliares menores do que 1,0 g kg^{-1}, enquanto acima de 3,0 g kg^{-1} podem-se observar sintomas de toxidez (Malavolta, 1980; Malavolta et al., 1989; Pais & Jones Junior, 1996; Furlani, 2004).

Sintomas de deficiência e excesso: Como o P se move rapidamente dos tecidos mais velhos para os mais jovens, a deficiência aparece primeiro nas partes baixas da planta (folhas velhas). À medida que as plantas se tornam mais velhas, a maior parte do P move-se para as sementes ou para os frutos. O primeiro sinal de deficiência de P manifesta-se na forma de plantas pequenas. As folhas se apresentam torcidas. Quando a deficiência é severa, ocorre o aparecimento de áreas mortas nas folhas, no fruto e no caule (Figura 2). As folhas com sintomas apresentam coloração púrpura ou avermelhada, associada ao acúmulo de antocianinas (estes sintomas ocorrem com freqüência em plantas de milho e em outras espécies deficientes em P, especialmente em temperaturas baixas). A deficiência de P retarda a maturação dos cultivos.

São raros os sintomas de excesso de P; contudo, plantas sensíveis podem manifestar sintomas em condições cuja concentração nas folhas seja superior ou igual a 3 g kg^{-1}. Nestas condições, ocorrem manchas vermelho-escuras nas folhas mais velhas. Deficiência de Zn em solos ricos em P pode provocar a absorção e acúmulo de P em excesso promovendo sintomas semelhantes aos da deficiência de Zn (Malavolta, 2004).

Potássio

É o sétimo elemento mais abundante na crosta terrestre. O K constitui 2,6 % das rochas ígneas da crosta terrestre. É encontrado no solo em minerais primários e intemperizados, bem como nas formas: trocável, não-trocável e solúvel em água (veja capítulo IX).

Os minerais primários que contêm K em maior abundância são os feldspatos potássicos (ortoclásio e microclinas) e as micas (biotita e muscovita) (Diest, 1979). Segundo Schroeder (1979), os feldspatos potássicos e as micas apresentam teores de K ao redor de 140 e 100 g kg^{-1}, respectivamente. Dentre os minerais secundários, destacam-se as argilas 2:1: ilita, vermiculita e montmorilonita, com teores de K_2O variando de 40 a 70, 0 a 20, e 0 a 5 g kg^{-1}, respectivamente. Cabe ressaltar que, quanto mais intemperizados forem os solos, menos abundantes são esses minerais (veja capítulo IV).

Para a nutrição das plantas, as formas disponíveis no solo são a trocável e o K em solução (rapidamente absorvível); o não-trocável atua como uma reserva do elemento no solo. Contudo, a disponibilidade de K nos solos é dependente de sua mineralogia (Figura 4), uma vez que a produção relativa máxima para os solos com predomínio de argilominerais 2:1 foi obtida com teores mais altos deste nutriente do que nos solos com predomínio de argilominerais 1:1.

Forma de absorção: O K é absorvido da solução do solo pelas plantas na forma iônica (K^+). De forma distinta do N e do P, o K não forma compostos orgânicos em plantas. Sua função principal está relacionada fundamentalmente com muitos e variados processos metabólicos.

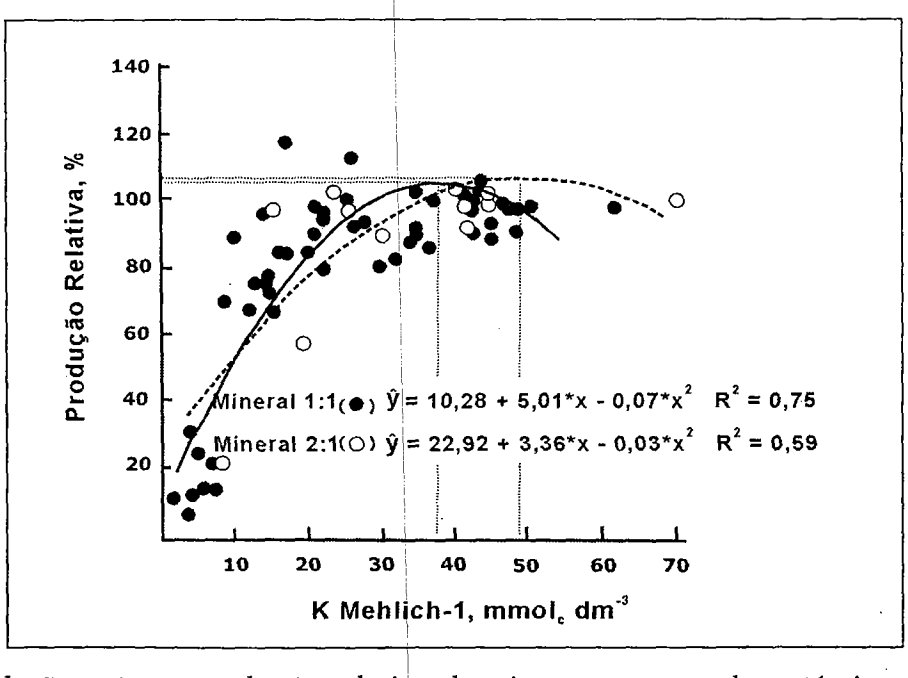


Figura 4. Relação entre a produção relativa de trigo e os teores de potássio extraíveis pelo método Mehlich-1 em 11 solos da região sul do Rio Grande do Sul, de acordo com a mineralogia.

Fonte: Nachtigall & Raij (2005).

Funções: O K é um dos elementos essenciais na nutrição da planta e um dos três que se encontra, na forma disponível, em pequenos teores nos solos tropicais muito intemperizados, limitando o rendimento dos cultivos. É o cátion mais abundante nas células, com concentrações superiores a 100 mmol L^{-1}. Altas concentrações de K são necessárias para a ativação de muitas enzimas que participam do metabolismo da planta.

O K é vital para a fotossíntese. Em situações de deficiência de K, ocorre redução da fotossíntese e aumento da respiração da planta. Estas duas condições (redução na fotossíntese e incremento na respiração), quando existe deficiência de K, reduzem a acumulação de carboidratos, tendo, como conseqüências, as reduções do crescimento e da produção da planta.

O K tem elevada contribuição para o potencial osmótico da planta. O processo de abertura e fechamento dos estômatos é regulado pela concentração de K nas células guarda, sua deficiência não permite que os estômatos se abram totalmente e que sejam rápidos ao fechar-se, causando limitado controle sobre a perda de água das plantas.

O íon K^+ parece estar envolvido em várias funções fisiológicas, tais como: transporte no floema, turgescência das células estomáticas e crescimento celular. O K atua como um cofator ou ativador de muitas enzimas do metabolismo de carboidratos e proteínas. Uma das mais importantes é a piruvato-quinase, enzima principal da glicólise e respiração. De modo geral, as necessidades nutricionais de K estão relacionadas com quatro papéis bioquímicos e fisiológicos: ativação enzimática, processos de transporte através de membranas, neutralização aniônica e potencial osmótico.

O K tem grande impacto na produtividade e na qualidade dos cultivos, afetando o incremento do peso e a qualidade de grãos de milho, conteúdo de óleo e proteínas na soja, quantidade do açúcar na cana-de-açúcar e em frutos, de modo geral, na resistência e comprimento da fibra do algodão e outros cultivos que produzem fibra. Para a cultura da macieira, verifica-se que o aumento da disponibilidade de K, a partir de uma condição de deficiência do nutriente no solo, proporciona aumento dos teores de sólidos solúveis dos frutos (Figura 5) e aumento na intensidade de coloração vermelha da película dos frutos. Outro efeito atribuído ao K refere-se à resistência das plantas ao ataque de doenças.

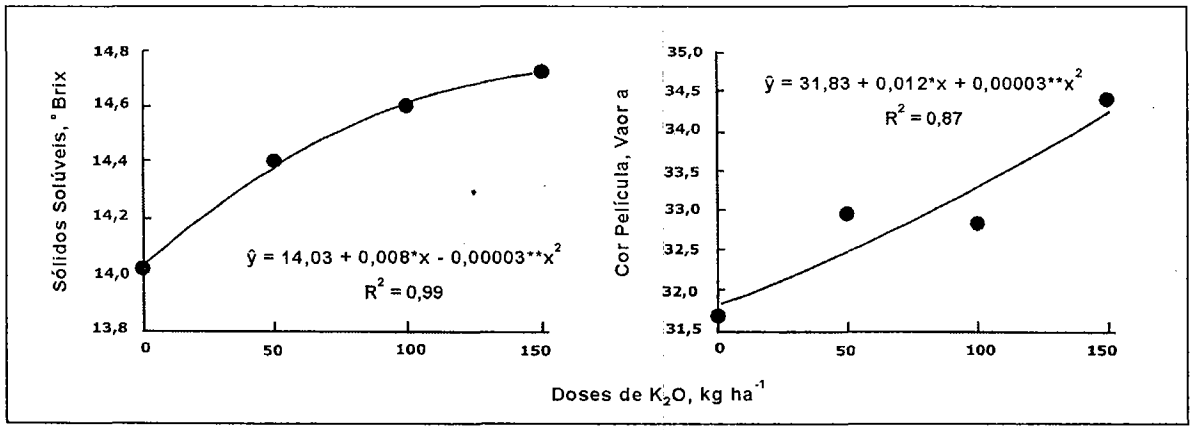


Figura 5. Teor de sólidos solúveis e cor da película do fruto (valor a) do cv. Gala, de acordo com as doses de potássio.

Fonte: Carraro et al. (2004).

Teores na planta: Os teores de K nas plantas variam entre 6 e 50 g kg^{-1} de matéria seca da planta, considerando valores entre 10 e 30 g kg^{-1} como adequadas para um crescimento normal das plantas. Plantas deficientes apresentam teores foliares menores do que 8 g kg^{-1}, enquanto, acima de 50 g kg^{-1}, podem-se observar sintomas de toxidez (Malavolta, 1980; Malavolta et al., 1989; Pais & Jones Junior, 1996; Furlani, 2004).

Sintomas de deficiência e excesso: Como o K é elemento móvel quanto à redistribuição na planta, as deficiências aparecem primeiro nos tecidos mais velhos da planta (inferiores). Um dos sintomas mais comuns de deficiência de K é a necrose das margens das folhas (Figura 2). Na maioria dos cultivos, a necrose inicia-se pelas folhas velhas, especialmente em gramíneas. As plantas com deficiência de K crescem lentamente, apresentando sistema radicular mal desenvolvido, colmos frágeis, sendo comum o acamamento. As sementes e os frutos são pequenos e desuniformes. As plantas têm baixa resistência às doenças. Alguns sintomas de deficiência de K, específicos a alguns cultivos, são:

- **Bananeira**: folhas inferiores pequenas que se tornam amarelas das pontas para dentro da folha, a ponta da folha se dobra para dentro, as folhas mortas se rompem na base da lâmina.
- **Milho:** encurtamento dos entrenós e crescimento reduzido. Ocorre queima ou secamento das margens externas da folha, enquanto a parte média permanece verde, espigas que não se enchem completamente e grão de baixa qualidade.
- **Frutíferas**: folhas de uma cor verde amarelada, cujas margens se dobram para acima, presença de áreas secas nas margens das folhas que depois se rasgam, fruto pequeno que cai prematuramente, fruto de baixa qualidade.
- **Batata**: as folhas superiores são pequenas, enrugadas e de uma cor verde mais escura do que o normal, necrose nas pontas e nas margens, clorose internerval nas folhas velhas.
- **Soja**: queima ou secamento que se inicia nas nervuras da folha que depois se torna quebradiça e de mau aspecto à medida que a folha senesce. As folhas são frágeis e as sementes enrugadas.

São raros os sintomas causados pelo excesso de K; contudo, quando ocorre acúmulo de K nas folhas mais velhas, este pode causar desidratação nas células vizinhas e rompimento de membranas nas células, provocando o aparecimento de manchas necróticas nas folhas.

Cálcio

Constitui 3,6 % da crosta terrestre (quinto elemento em abundância). É encontrado em calcita, gesso, conchas de ostras e corais. Os minerais primários de Ca mais importantes são a anortita, que contém entre 70 e 140 g kg^{-1} de Ca, e os piroxênios, com 90 a 160 g kg^{-1} de Ca. Baixos teores de Ca podem estar presentes em borosilicatos. O Ca está presente também, em apatitas, compostos isomorfos de $Ca_5(PO_4)_3F$ e $Ca_5(PO_4)_3Cl$, em fosfatos, tais como: o fosfato monocálcico ($Ca(H_2PO_4)_2$), o dicálcico ($CaHPO_4$) e o ortofosfato

de Ca ($Ca_4H(PO_4)_3$), que existem principalmente em solos calcários e em solos com altos valores de pH. Minerais de argila como ilita, vermiculita e montmorilonita, também, contêm pequenos teores de Ca (Fassbender, 1994).

Forma de absorção: O Ca é absorvido pelas plantas na forma do cátion Ca^{2+}. O Ca absorvido é transportado no xilema e em parte no floema. Depois de transportado para as folhas, o Ca se torna imóvel. A maior parte do Ca do tecido vegetal encontra-se sob formas não-solúveis em água, como o pectato de Ca, o principal componente da lamela média da parede celular, e sais cálcicos de baixa solubilidade, como carbonatos, sulfatos, fosfatos, silicato, citrato, malato e oxalato.

Funções: É um elemento essencial para o crescimento de meristemas e, particularmente, para o crescimento e funcionamento apropriado dos ápices radiculares. A fração principal de Ca está nas paredes celulares ou nos vacúolos e organelas, como sais de ácidos orgânicos, fosfato ou fitato. Esta fração pode ser especialmente alta em plantas que sintetizam o oxalato. O oxalato de Ca é um produto insolúvel que se deposita no vacúolo, exercendo, provavelmente, função antitóxica. O Ca é um componente da lamela média, onde exerce função cimentante como pectato de Ca.

O Ca também tem como função impedir danos à membrana celular, evitando a saída de substâncias intracelulares, exercendo papel estrutural ao manter a integridade da membrana citoplasmática. O Ca parece atuar como modulador da ação dos hormônios vegetais, regulando a germinação, o crescimento e senescência. Retarda a senescência e abscisão de folhas e frutos. O íon Ca desempenha papel importante no desenvolvimento vegetal e regulação metabólica. É reconhecido, atualmente, que o íon Ca livre atua como um regulador intracelular importante de numerosos processos bioquímicos e fisiológicos.

O Ca influi, indiretamente, no rendimento das culturas, ao melhorar as condições de crescimento das raízes, bem como por estimular a atividade microbiana, auxiliar na disponibilidade do Mo e na absorção de outros nutrientes, além de ajudar a reduzir o NO_3^- na planta. É requerido em grandes quantidades pelas bactérias fixadoras de N_2.

Teores na planta: Os teores de Ca nas plantas variam de 5 a 80 g kg^{-1} de matéria seca, considerando-se concentrações entre 10 e 50 g kg^{-1} como adequadas para um crescimento normal das plantas. As plantas deficientes apresentam teores foliares menores de 4 g kg^{-1} (Malavolta, 1980; Malavolta et al., 1989; Pais & Jones Junior, 1996; Furlani, 2004).

Sintomas de deficiência e excesso: Um sintoma comum da deficiência de Ca é o pequeno crescimento das raízes. As raízes com deficiência de Ca tornam-se escuras e morrem. As folhas jovens e outros tecidos novos desenvolvem sintomas pelo fato de o Ca não se retranslocar na planta. Os tecidos novos precisam de Ca para a formação de suas paredes celulares; portanto, a deficiência de Ca caracteriza-se por a planta apresentar as nervuras das folhas e os pontos de crescimento de forma gelatinosa. Em casos severos, os pontos de crescimento morrem.

Em plantas frutíferas, ocorrem, normalmente, baixos teores de Ca nos frutos, fato que se deve à diluição na concentração dos nutrientes resultante do crescimento do fruto

e à precipitação do Ca no floema na forma de oxalato. Em situações onde ocorre rápido crescimento dos frutos, esta diluição pode proporcionar concentrações de Ca abaixo do nível crítico necessário, fazendo com que ocorram sintomas de deficiência deste nutriente nos frutos, normalmente denominados de "bitter pit" ou "fundo preto", comum em tomate, maçã, melão e pimentão.

Para a cultura da macieira, a disponibilidade e a absorção de Ca são de grande importância, pois baixas concentrações de Ca na planta, principalmente nos frutos, estão relacionadas com distúrbios fisiológicos como o "bitter pit" (Figura 6). Os sintomas se manifestam por meio de manchas circulares, deprimidas, escuras, de 3 a 6 mm de diâmetro, que penetram na polpa. O tecido abaixo da mancha é seco e corticento. É mais abundante entre as regiões do cálice e equatorial do fruto; aparecendo durante o primeiro mês de armazenamento. Em casos severos, pode aparecer na colheita (Figura 2).

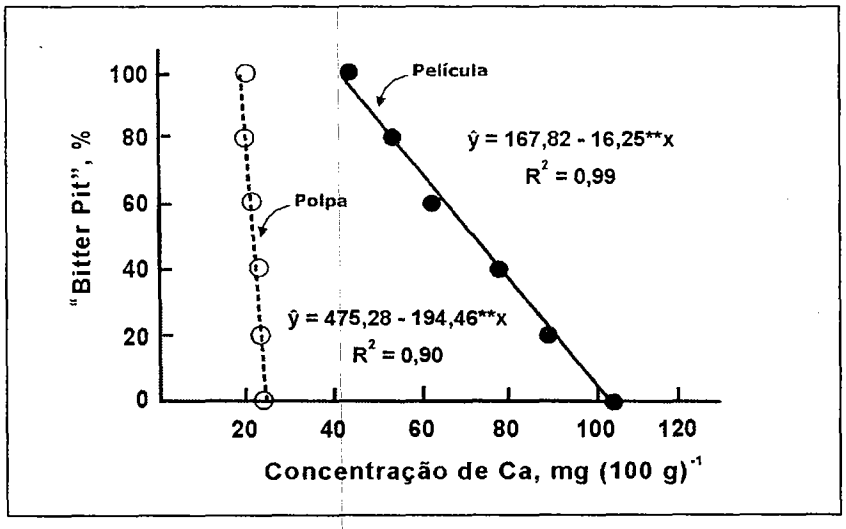


Figura 6. Relação entre a incidência de "bitter pit" e o teor de cálcio na polpa e na película de frutos de macieira.
Fonte: Nachtigall (dados não publicados).

Não existem relatos de toxidez de Ca em plantas, o que se deve, provavelmente, ao fato de ser o excesso de Ca, pela sua baixa mobilidade, armazenado no vacúolo das células.

Magnésio

O Mg é o oitavo elemento mais abundante na crosta terrestre. É essencial para o metabolismo de plantas e animais.

O teor médio de Mg na crosta terrestre é de 19,3 g kg^{-1}, variando segundo a origem geológica do solo. O Mg encontra-se no solo nas formas: não-trocável, trocável e na solução do solo. O Mg na forma não-trocável é encontrado principalmente em minerais primários e secundários, como a biotita, augita, horblenda, olivina, serpentina, clorita, montmorilonita, ilita, vermiculita, e nos carbonatos minerais, como dolomita e magnesita (Havlin et al., 1999).

Forma de absorção: O Mg é absorvido pelas plantas na forma Mg^{2+}. Por suas características, a absorção do Mg pode ser fortemente afetada pela disponibilidade de K^+, NH_4^+, Ca^{2+} e Mn^{2+}.

Funções: Mais de 70 % do Mg difunde-se livremente na suspensão celular, bem como associado a componentes carregados negativamente, tais como proteínas e nucleotídeos por meio de ligações iônicas. Grande quantidade de Mg está, provavelmente, ligada a polifosfatos, como o Mg-ATP.

Dependendo da abundância relativa de K, o Mg pode contribuir para neutralizar os fosfoaçúcares, açúcares-nucleotídeos, ácidos orgânicos e aminoácidos. A propriedade mais importante do Mg é a solubilidade de seus compostos. Sua abundância sugere uma multiplicidade de funções, principalmente como ativador de reações enzimáticas. Dentre as reações das quais participa o Mg, estão as de transferência de fosfato ou nucleotídeos (fosfatases, kinases, ATPases, sintetases, nucleotídeo-transferases), de grupos carboxílicos (carboxilases, descarboxilases) e de ativadores de desidrogenase, mutase e liase. O Mg tem papel estrutural como componente da molécula de clorofila (Figura 7), é requerido para manter a integridade dos ribosomas e sem dúvida contribui para manter a estabilidade estrutural dos ácidos nucléicos e membranas. O Mg influencia o movimento de carboidratos das folhas para outras partes da planta e estimula a captação e transporte do P na planta.

Teores na planta: Os teores de Mg nas plantas variam de 1 a 10 g kg^{-1} de matéria seca da planta, considerando-se teores entre 3 e 5 g kg^{-1} como adequados para um crescimento normal das plantas. As plantas deficientes apresentam teores foliares menores de 3 g kg^{-1} (Malavolta, 1980; Malavolta et al., 1989; Pais & Jones Junior, 1996; Furlani, 2004).

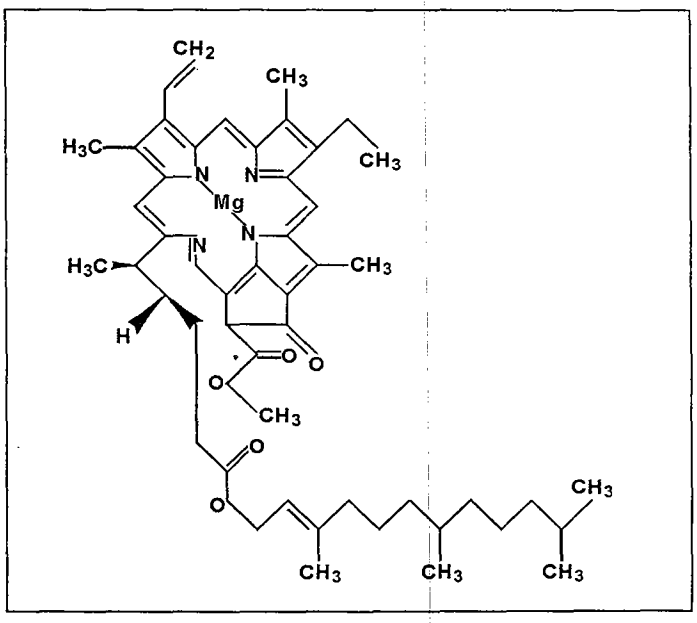


Figura 7. Fórmula estrutural da clorofila a.
Fonte: Adaptado de Castro et al. (2005).

Sintomas de deficiência e excesso: O Mg é bastante móvel no xilema e no floema, e seu transporte e redistribuição ocorrem na forma iônica (Furlani, 2004). A deficiência de Mg caracteriza-se pela ocorrência de clorose entre as nervuras, que progride em intensidade. Em estádio adiantado de deficiência, forma um "V" verde, invertido em relação ao pecíolo (Figura 2). Além disto, ocorre redução de produção e alternância de safras em plantas perenes, com a queda de folhas, ocasionando . O tamanho dos frutos é reduzido e a acidez total e vitamina C são menores nas plantas deficientes. Praticamente não existem relatos sobre a toxidez de Mg em plantas

Enxofre

Estima-se ser o nono elemento mais abundante no planeta. O S nas formas de sulfetos, sulfatos e enxofre elementar constitui aproximadamente 0,06 a 0,10 % da crosta terrestre. O S nativo ou livre encontra-se principalmente em depósitos vulcânicos sedimentares. O S está nos solos nas formas inorgânicas e orgânicas. Na solução do solo, o S está presente como íon sulfato (Havlin et al., 1999) (veja capítulo X).

Forma de absorção: O S é absorvido pelas plantas principalmente na forma inorgânica como SO_4^{2-}, depois é reduzido e incorporado a compostos orgânicos. Na reciclagem do S, este retorna ao solo na forma orgânica, onde se mineraliza por ação de microrganismos antes de ser utilizado pelas plantas superiores.

Funções: O S é um elemento importante para a produção de aminoácidos, proteínas, e clorofila, e é um componente de vitaminas e de alguns hormônios da planta. Melhora o crescimento de raízes promovendo seu vigor e robustez. O S encontra-se nas plantas nas formas orgânicas de aminoácidos, (cisteína, cistina e metionina) (Quadro 3), bem como em compostos de S (adenosina 5-fosfosulfato (APS) e 3-fosfoadenosina 5-fosfosulfato (PAPS)). Por outro lado, o S é encontrado numa variedade de ésteres de sulfato, tais como o sulfato de colina e sulfatos de polissacarídeos. O S participa como um ligante em um grande número de enzimas e metalo-proteínas.

Quadro 3. Teor de aminoácidos em proteínas de endospermas de trigo pela adubação com enxofre

Aminoácido	Teor de aminoácido	
	Controle[1]	Deficiência de enxofre[2]
	$\mu mol\ kg^{-1}$	
Metionina	0,688	0,313
Cisteína	1,313	0,438
Arginina	1,688	2,125
Aspartato	2,063	5,813

[1] 25 % do S total na matéria seca. [2] 10 % do S total na matéria seca.
Fonte: Adaptado de Wrigley et al. (1980).

O grupo sulfidrilo (-SH) pode participar diretamente em reações de óxidorredução, em que o primeiro composto a receber o grupo sulfidrilo (-SH) é a acitil-serina, que se divide em dois compostos, o acetato e a cisteína. A cisteína e a metionina são os precursores dos demais compostos que contêm grupos sulfidrilos. Os grupos sulfidrilos podem ser sítios reativos de enzimas ou coenzimas, como, por exemplo: 3-fosfogliceraldeído desidrogenase e coenzima A. Muitas enzimas são inibidas de forma não-competitiva por elementos reativos que se unem aos grupos sulfídrilos, como, por exemplo: Pb, Hg, As e Ag.

O S na forma reduzida encontra-se nos anéis heterocíclicos de algumas coenzimas, como tiamina ou bioeterocíclicos de algumas coenzimas, como tiamina ou biotina, e em diversos metabólitos secundários, como a sinigrina de *Brassica nigra*, que contém S em forma reduzida e oxidada ou a alicina.

Teores na planta: Os teores de S nas plantas variam de 1 a 5 g kg^{-1} de matéria seca, considerando-se teores entre 1 e 3 g kg^{-1} como adequados para um crescimento normal das plantas. As plantas deficientes apresentam teores foliares menores que 1 g kg^{-1} (Malavolta, 1980; Malavolta et al., 1989; Pais & Jones Junior, 1996; Furlani, 2004).

Sintomas de deficiência e de excesso: As deficiências de S em plantas em países industriais são muito raras, já que o dióxido de S (SO_2) da atmosfera, liberado ao queimar carvão, madeira, gasolina e outros combustíveis fósseis, é absorvido pelas folhas através dos estômatos. O SO_2 se converte em bissulfeto (HSO_3^-), quando reage com água nas células e, se se acumular nesta forma, inibe a fotossíntese, destruindo os cloroplastos.

A deficiência de S caracteriza-se pelo fato de as plantas apresentarem as lâminas foliares uniformemente amareladas ou cloróticas, revelando a deficiência primeiro em folhas jovens (Figura 2), já que este elemento não se redistribui facilmente das folhas velhas para as mais novas, por ser imóvel quanto à redistribuição na planta. Por serem os solos tropicais deficientes de sulfatos, as deficiências de S nesses solos são freqüentes.

Micronutrientes

Boro

O teor de B na crosta terrestre é de, aproximadamente, 0,01 g kg^{-1}, apresentando-se combinado como bórax. O conteúdo total de B nos solos é variável, os teores variam de 3 a 100 mg kg^{-1}, com valores médios entre 10 e 20 mg kg^{-1} (Lindsay, 1979). Em geral, os solos de regiões costeiras contêm 10 a 50 vezes mais B que os demais solos, o que se deve à origem marinha.

Na fase sólida do solo, o B é encontrado nos minerais silicatados, adsorvido em argilominerais e na matéria orgânica e nos hidróxidos de Al e Fe.

Diversos fatores influenciam a disponibilidade de B do solo. Sua precipitação no solo depende do pH, sendo máxima nas condições de pH entre 8 e 9. A mineralização da matéria orgânica constitui uma fonte importante de B para as plantas. A textura do solo também tem sua influência, já que, em solos de textura arenosa, o B pode ser facilmente lixiviado, enquanto, em solos de textura argilosa, sua mobilidade é pequena. Assim, aplicações de B em solos argilosos proporcionam perdas mínimas, já em solos arenosos as perdas podem ser importantes.

Em geral, o B disponível encontra-se nas camadas superficiais dos solos bem drenados, ligado à matéria orgânica, o que, em condições de seca, pode dificultar sua absorção pelas plantas nestas camadas superficiais. Deve-se considerar, também, que, em condições de excesso de calagem, pode ocorrer redução na disponibilidade de B (veja capítulo XI).

Forma de absorção: O B é absorvido pela planta como ácido bórico (H_3BO_3) e, provavelmente, como ânion borato ($B(OH)_4^-$) em valores de pH elevados, tanto por via radicular como por via foliar.

Considera-se que o B, em solução, move-se até às raízes por meio do fluxo de massa, até que ocorra um equilíbrio entre as concentrações do nutriente nas raízes e na solução. Em decorrência dessa absorção passiva, podem-se verificar situações em que quantidades tóxicas são absorvidas pelas plantas, quando o teor de B na solução é alto (Dechen et al., 1991b).

O B, em geral, é cosiderando imóvel nas plantas. É translocado principalmente através do xilema, tendo mobilidade muito limitada no floema (Raven, 1980). Acumula-se nas folhas velhas, nas quais a concentração é maior nas pontas e margens (Jones Junior, 1970). Em geral, a parte aérea das plantas apresenta maior teor de B do que as raízes. O movimento do B junto com o fluxo transpiratório, talvez seja a razão para o aparecimento de sintomas de deficiência nos pontos de crescimento.

Estudos com espécies de planta que transportam o sorbitol, um açúcar que complexa o boro, em seu floema, levantaram dúvidas sobre a imobilidade do B para todas as culturas (Fontes, 1997). Brown & Hu (1996) verificaram que, em espécies ricas em sorbitol (castanheira, macieira e nectarina), houve transporte de B aplicado na forma de isótopos, das folhas que receberam pulverização para tecidos adjacentes e tecidos dos frutos: em espécies pobres em sorbitol-bórico, não foi observado movimento do B aplicado nas folhas para outras partes da planta.

Funções: O B é um elemento de baixa mobilidade de redistribuição na planta. Está comprovado que as plantas em estado inicial de crescimento absorvem o B com maior intensidade do que plantas adultas, sendo pequena a mobilidade de redistribuição dos tecidos velhos para os jovens. Pode, inclusive, existir deficiência de B numa folha enquanto em outra do mesmo ramo a concentração esteja adequada. Comprovou-se que o B atua em vários processos biológicos importantes. Considerando que não é possível realizar um processo biológico sem a intervenção de enzimas, chega-se à conclusão de que o B pode atuar em alguns sistemas enzimáticos como constituinte ou como componente ativo e essencial do substrato onde tem lugar a reação biológica.

O B é importante na translocação de açúcares e metabolismo de carboidratos. Desempenha papel importante no florescimento, crescimento do tubo polínico, nos processos de frutificação, no metabolismo do N e na atividade de hormônios. Quanto à influência do B sobre o metabolismo de ácidos nucléicos, demonstrou-se que a deficiência em B interrompe o crescimento e desenvolvimento e a maturação das células, que constitui a segunda fase do desenvolvimento celular. A síntese do ácido ribonucléico, a formação de ribose e a síntese de proteínas são processos muito importantes nos tecidos

meristemáticos. Se esses processos são afetados pela deficiência de B, o processo de crescimento meristemático é prejudicado (Mengel & Kirkby, 1987) (Quadro 4). Por outro lado, quando as células atingem a maturidade, estas não são afetadas pela deficiência deste elemento, porque a deficiência se reflete numa destruição dos meristemas terminais e do tubo polínico, ou seja, nas zonas de crescimento, qualquer que seja a planta.

O B intervém na absorção e metabolismo dos cátions, principalmente do Ca; na formação da pectina das membranas celulares, na absorção de água e no metabolismo de glicídios. Tem influência no metabolismo e transporte de carboidratos, estando comprovado, experimentalmente, que a deficiência de B provoca acúmulo de açúcares nos tecidos. Com relação à formação da parede celular, está comprovado que as plantas com deficiência em B têm paredes menos resistentes do que aquelas sem carência.

Quadro 4. Efeito do boro na incorporação de fosfato em DNA e na síntese de proteínas em folhas e raízes de girassol

Boro	Folhas	Raízes
mg L^{-1}		
	Fosfato no DNA - % do total	
0	0,2	0,5
1	1,4	1,8
	Fosfato do RNA - % do total	
0	1,4	3,6
1	6,4	13,0
	Proteína - mg/vaso	
0	627	713
1	1.267	1.468

Fonte: Adaptado de Mengel & Kirkby (1987).

Teores na planta: Os teores de B nas plantas variam de 10 a 50 mg kg^{-1} de matéria seca, considerando teores de 30 a 50 mg kg^{-1} como adequados para um crescimento normal das plantas. Plantas deficientes apresentam teores foliares menores do que 15 mg kg^{-1} (Malavolta, 1980; Malavolta et al., 1989; Pais & Jones Junior, 1996; Furlani, 2004).

Sintomas de deficiência e de excesso: Os sintomas de deficiência de B podem ser distintos, conforme a espécie vegetal (Figura 8). Os mais comuns são:

- Redução do crescimento e deformações nas zonas de crescimento (nas plantas com deficiência de B, as novas células não se diferenciam).
- Diminuição da superfície foliar, com folhas jovens deformadas, espessas, quebradiças e pequenas. Podem apresentar clorose ou até mesmo uma cor verde mais intensa.

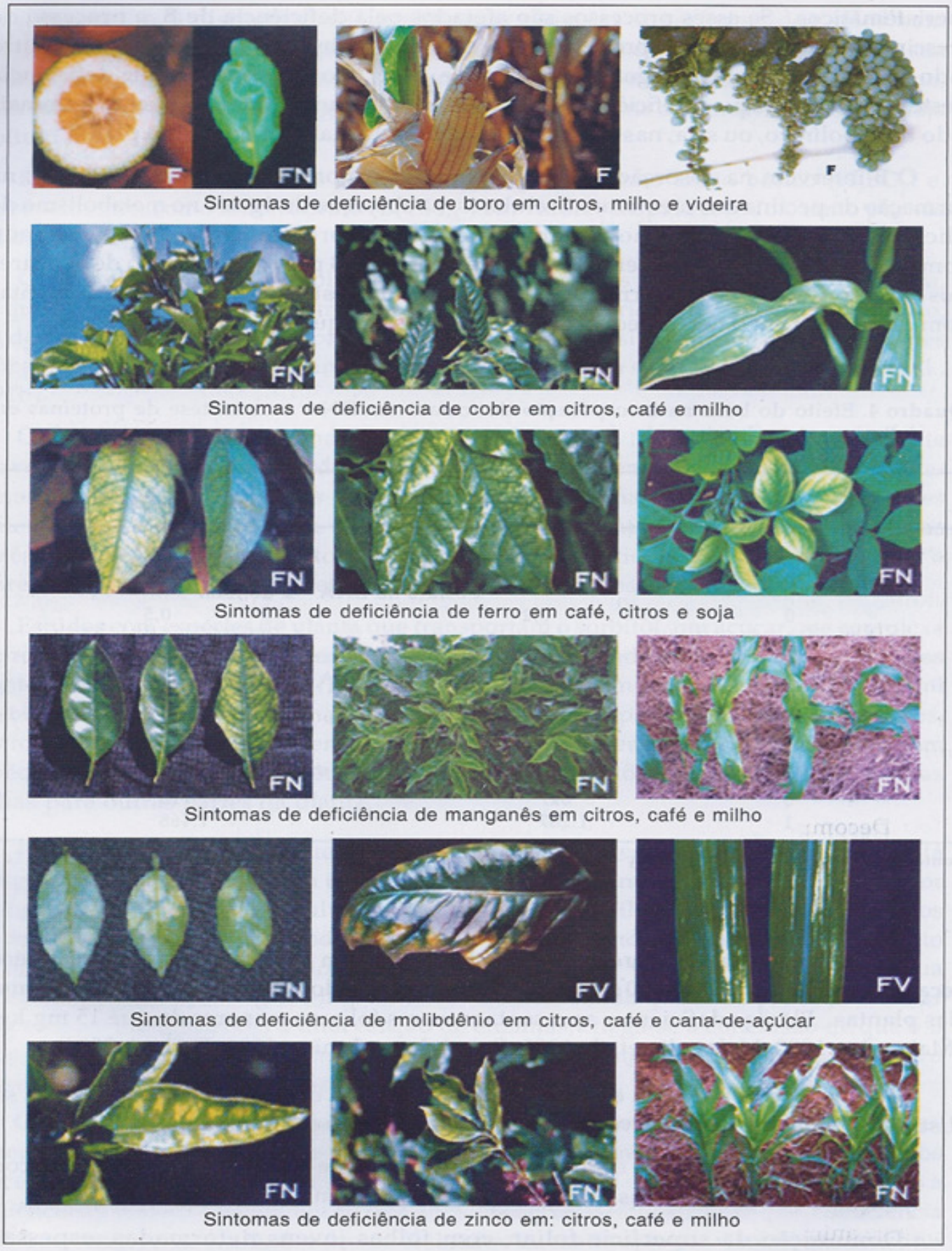


Figura 8. Sintomas de deficiência de micronutrientes.

Fonte: Departamento de Solos e Nutrição de Plantas – ESALQ/USP. (FV = folhas velhas; FN = folhas novas; F = frutos).

- Plantas deficientes em B apresentam, como conseqüência, acúmulo de compostos nitrogenados nas partes mais velhas.
- Crescimento reduzido de raízes.
- Abortamento floral.
- Fendas em ramos, pecíolos e, às vezes nos frutos. Estes apresentam uma formação irregular (deformação).
- Diminuição da concentração de clorofila.
- Diminuição de resistência às infecções.
- Diminuição da atividade das enzimas oxidantes (catalase, peroxidase e polifenoloxidase).

Uma das plantas mais sensíveis à deficiência de B no solo é o *Helianthus annus* (girassol), o qual foi amplamente utilizado para detectar a disponibilidade deste elemento no solo.

A toxidez de B é tão grave quanto sua deficiência, manifestando-se nas plantas por um amarelecimento das folhas que se estende pelas margens.

Cloro

O Cl é encontrado na natureza principalmente como ânion cloreto (Cl^-). O teor médio na litosfera é de aproximadamente 500 mg kg^{-1}. O conteúdo no solo, na forma de Cl^-, apresenta grande variabilidade (50 a 3.000 kg ha^{-1} de Cl^-), dependendo dos sais presentes (principalmente como cloreto de sódio e, em menor proporção, como cloreto de cálcio e cloreto de magnésio) (Lindsay, 1979). Em solos próximos ao mar ou naqueles que recebem tratamentos com águas com excesso de sais, estes teores de Cl podem ser muito superiores aos supralistados.

O Cl pode ter como origem a:

- Decomposição da rocha mãe, principalmente das rochas ígneas.
- Decomposição de restos orgânicos.
- Contribuições pelas chuvas.
- Contribuição pelas águas de irrigação; presença de fertilizantes e inseticidas.

Foi o penúltimo elemento a ser considerado como essencial para a vida das plantas, e a essencialidade foi demonstrada em tomateiro cultivado em solução nutritiva purificada (Broyer et al., 1954). Encontra-se sempre em disponibilidade suficiente para as plantas, já que, com as chuvas, pode-se ter contribuição de até 20 kg ha^{-1} ano^{-1}, quantidade suficiente para as necessidades das plantas.

Forma de absorção: O Cl é absorvido pelas plantas, tanto pela raiz como pela parte aérea, na forma de Cl^-.

Funções: O Cl é um elemento essencial para o crescimento e desenvolvimento das plantas e animais superiores, onde atua na produção do ácido clorídrico necessários à digestão, estando, para os animais, o cloreto sódico normalmente incluído em sua dieta para suprir estas necessidades.

Na planta, só há uma função na qual se reconhece a participação fundamental do Cl. É essencial no processo da liberação de O_2 por cloroplastos isolados, no fotossistema II da fotossíntese.

Existem outras funções nas quais também poderia ser essencial. Experimentos demonstram que o Cl é essencial na fotossíntese via regulação estomática. A concentração ideal de Cl para fotossíntese varia segundo a espécie. O incremento na concentração de Cl provoca abertura dos estômatos, produzindo as trocas gasosas e, portanto, para a assimilação do CO_2 na fotossíntese. O Cl é necessário para a ativação pelo menos de três enzimas (amilase, asparagina-sintetase e ATPase do tonoplasto).

Teores na planta: Os teores de Cl nas plantas variam de 70 a 1.000 mg kg^{-1} de matéria seca (Furlani, 2004), considerando-se teores entre 20 e 100 mg kg^{-1} como adequados para um crescimento normal das plantas. As plantas deficientes apresentam teores foliares menores do que 2 mg kg^{-1}.

Sintomas de deficiência e de excesso: O Cl apresenta grande mobilidade de redistribuição dentro da planta, podendo migrar para as partes em atividade metabólica mais intensa. Os sintomas não são fáceis de ser identificados e, raríssimas vezes, desenvolvem-se em condições de campo. Os sintomas mais comuns consistem na redução do tamanho das folhas, clorose seguida por um bronzeado, evoluindo para necrose. As raízes apresentam crescimento limitado, mais espessas ou em forma de maços próximo ao ápice.

Os sintomas de excesso são mais freqüentes e mais graves do que os de deficiência. Contudo, os sintomas de toxidez dependem do grau de tolerância das plantas (as plantas mais tolerantes são as halófitas, tais como a beterraba, o milho, a cevada, o espinafre e o tomate). Os sintomas de toxidez se caracterizam pela redução da largura das folhas, que tendem a enrolar-se, bem como por amplas necroses que provocam secamento das folhas.

Cobre

O teor médio de Cu na crosta terrestre é de, aproximadamente, 55 mg kg^{-1}, enquanto o teor total no solo varia de 10 a 80 mg kg^{-1} (Krauskopf, 1972), onde se encontra, principalmente, na forma divalente (Cu^{2+}), predominantemente como constituinte das estruturas cristalinas dos minerais primários e secundários. Considera-se que a maior parte do Cu em solução esteja formando complexos solúveis com ácidos orgânicos, tais como o cítrico e oxálico.

Forma de absorção: O Cu é absorvido como Cu^{2+} e Cu-quelato, sendo pequeno o seu teor nos tecidos da planta, geralmente entre 2 e 20 mg kg^{-1} na matéria seca. A absorção do Cu pelas plantas ocorre via processo ativo e existem evidências de que este elemento iniba fortemente a absorção do Zn, e vice-versa (Bowen, 1969). Acredita-se que este elemento não seja prontamente móvel na planta, embora existam resultados que mostram o movimento de folhas velhas para novas. Loneragan (1975) concluiu que o movimento do Cu no interior das plantas é dependente de sua concentração, uma vez que, em plantas

de trigo bem supridas de Cu, pode ocorrer movimento dos grãos para as folhas. Contudo, em plantas deficientes, o Cu foi relativamente imóvel.

Quanto ao transporte do Cu na planta, resultados indicam que compostos nitrogenados solúveis, como os aminoácidos, atuam como carregadores deste elemento no xilema e no floema, já que o Cu apresenta forte afinidade com o átomo de N do grupo amino (Loneragan, 1981).

Funções: Na planta, uma fração considerável do Cu nos tecidos parece estar ligada a plastocianina e alguma fração protéica, ocorrendo, também, acúmulo do elemento em órgãos reprodutivos das plantas; contudo, existem variações entre espécies.

O Cu é constituinte de certas enzimas, incluindo a oxidase do ácido ascórbico (vitamina C), citocromo-oxidase e a plastocianina, que se encontram nos cloroplastos. O Cu também participa em enzimas de óxidorredução, exceto de certas amino-oxidases e galactose-oxidases, participando, assim, das reações de óxidorredução, em que grande parte das enzimas que contêm Cu reagem com O_2 e o reduzem a H_2O_2 ou H_2O. O Cu também faz parte da enzima fenol-oxidase, que catalisa a oxidação de compostos fenólicos a cetonas durante a formação da lignina e da cutícula. Além disto, o Cu influencia a fixação do N_2 atmosférico pelas leguminosas, e é essencial no balanço de nutrientes que regulam a transpiração na planta.

Em condições de deficiência de Cu existe uma relação íntima entre a concentração nas folhas e o conteúdo das enzimas plastocianina, diamina oxidase e ascorbato oxidase, bem como da atividade do fotosistema I; contudo, parece não afetar significativamente o conteúdo de clorofila (Quadro 5).

Teores na planta: Os teores de Cu nas plantas variam de 2 a 75 mg kg^{-1} de matéria seca da planta, considerando teores entre 5 e 20 mg kg^{-1} como adequados para o crescimento normal das plantas. As plantas deficientes apresentam teores foliares menores do que 4 mg kg^{-1}, enquanto, acima de 20 mg kg^{-1}, podem-se observar sintomas de toxidez (Malavolta, 1980; Malavolta et al., 1989; Pais & Jones Junior, 1996; Furlani, 2004).

Quadro 5. Relação entre a concentração de cobre e alguns componentes do cloroplasto e a atividade de enzimas que contém cobre em folhas de ervilha

Cobre	Clorofila	Plastocianina	Atividade de enzimas	
			Diamina oxidase	Ascorbato oxidase
mg kg^{-1}	mmol kg^{-1}	µmol $mmol^{-1}$ clorofila	mmol kg^{-1} h^{-1}	
6,9	4,9	2,4	0,86	730
3,8	3,9	1,1	0,43	470
2,2	4,4	0,3	0,24	220

Fonte: Adaptado de Marschner (1995).

Sintomas de deficiência e excesso: As deficiências de Cu ocorrem principalmente em plantas cultivadas em solos orgânicos ácidos, em solos derivados de rochas ígneas muito ácidas e em solos lixiviados de textura grosseira. Deve-se considerar que, em alguns sistemas de cultivo, quantidades consideráveis de cobre são adicionadas ao solo por meio de aplicação de fungicidas. Um exemplo desta situação é o uso de fungicidas cúpricos no controle de doenças de videiras, por vários anos, que tem levado ao acúmulo do Cu na superfície do solo. Em uma região cultivada com videiras na França, o teor de Cu total na camada superficial de solos de vinhedo variou de 31 a 250 mg kg^{-1}, enquanto, em solos de florestas, variou de 14 a 29 mg kg^{-1} (Brun et al., 1998). Para as condições da Austrália, Pietrzak & McPhail (2004), avaliando vinhedos cultivados por 20 e até por mais de 90 anos, observaram teores de Cu total entre 10 e 250 mg kg^{-1}. No Brasil, Nachtigall et al. (2007) verificaram teores de Cu total entre 1.300 e 1.400 mg kg^{-1} em dois solos cultivados com vinhedos da região da Serra do Rio Grande do Sul, o que pode ser atribuído ao manejo de grande parte dos vinhedos brasileiros que fazem o uso contínuo de calda bordaleza ($CuSO_4 + Ca(OH)_2$) e de outros produtos à base de Cu, para controlar as doenças em vinhedos cultivados por longos períodos.

As plantas raramente apresentam deficiências de Cu, já que este elemento se encontra disponível em quantidades adequadas em quase todos os solos. De todos os micronutrientes, a deficiência de Cu é a mais difícil de diagnosticar, dada a interferência de outros elementos (P, Fe, Mo, Zn e S). No sistema produtivo de citros e de outras frutas, adubações em excesso com adubos fosfatados podem provocar deficiência de Cu.

As deficiências de Cu manifestam-se como (Figura 8):

- As folhas jovens tornam-se murchas e enroladas, ocorrendo uma inclinação de pecíolos e talos. As folhas tornam-se quebradiças e caem.
- A ocorrência de clorose e outros sintomas secundários (a clorose nem sempre aparece).
- A redução da lignificação. Os vasos não lignificados do xilema são comprimidos por tecidos vizinhos, o que reduz o transporte de água e solutos.
- Em cereais, a deficiência de Cu provoca o abortamento de grande número de flores, produzindo espigas pouco granadas.

Em casos de toxidez (teores no solo superiores a 300 mg kg^{-1}), as alterações manifestam-se nas raízes, que tendem a perder vigor, adquirem cor escura, apresentam engrossamento e paralisam o seu crescimento. Também o excesso pode provocar deficiência em Fe, já que o Cu em excesso atua em reações que afetam o estado de oxidação do Fe, limitando sua absorção e translocação na planta. Outro efeito do excesso de Cu é a redução da absorção de P.

Ferro

O Fe constitui cerca de 5 % da crosta terrestre, sendo o segundo elemento em abundância depois do Al entre os metais e o quarto em abundância depois do O e Si (Mengel & Kirkby, 1987). No solo, o Fe apresenta-se na forma di (Fe^{2+}) e trivalente (Fe^{3+}), dependendo do estado de oxirredução do sistema. Muitos solos cultivados apresentam baixo teor de Fe, tanto na solução do solo como adsorvido em forma trocável.

O Fe, na forma ferrosa, entra no complexo de troca iônica dos solos. A forma férrica é fortemente adsorvida pelos colóides do solo, formando complexos com os ácidos húmicos e colóides orgânicos. Os solos sob condições de redução ou de alagamento têm um alto conteúdo de Fe-ferroso. O conteúdo de Fe-férrico aumenta com o aumento da acidez, atingindo grandes concentrações somente em solos muito ácidos, com pH menores que 3, e em solos ricos em ácidos húmicos e colóides capazes de formar complexos solúveis com Fe (Figura 9). Verifica-se que, somente em condições muito ácidas, os teores de Fe estariam em torno de 1 μmol L^{-1}, valor que poderia suprir as necessidades das plantas via transporte por fluxo de massa. Já a elevação de uma unidade de pH (de 3 para 4) proporcionaria um decréscimo na disponibilidade para 1 % da necessidade das plantas. O aumento do suprimento de Fe às raízes pode ocorrer, dentre outros mecanismos, pela formação de complexos solúveis ou quelatos. Esses agentes quelantes podem se originar de exsudatos de raízes, de substâncias produzidas pela decomposição da matéria orgânica do solo, pela ação de microrganismos ou pela adição de fertilizantes quelatizantes ao solo (Lindsay, 1974).

Os conteúdos de argila e matéria orgânica do solo influem também na disponibilidade do Fe, já que, em solos argilosos, existe tendência à retenção do Fe, enquanto teores adequados de matéria orgânica proporcionam melhor aproveitamento do Fe pelas plantas, por causa de suas características acidificantes e redutoras, bem como da capacidade de determinadas substâncias húmicas para formar quelatos em condições adversas de pH.

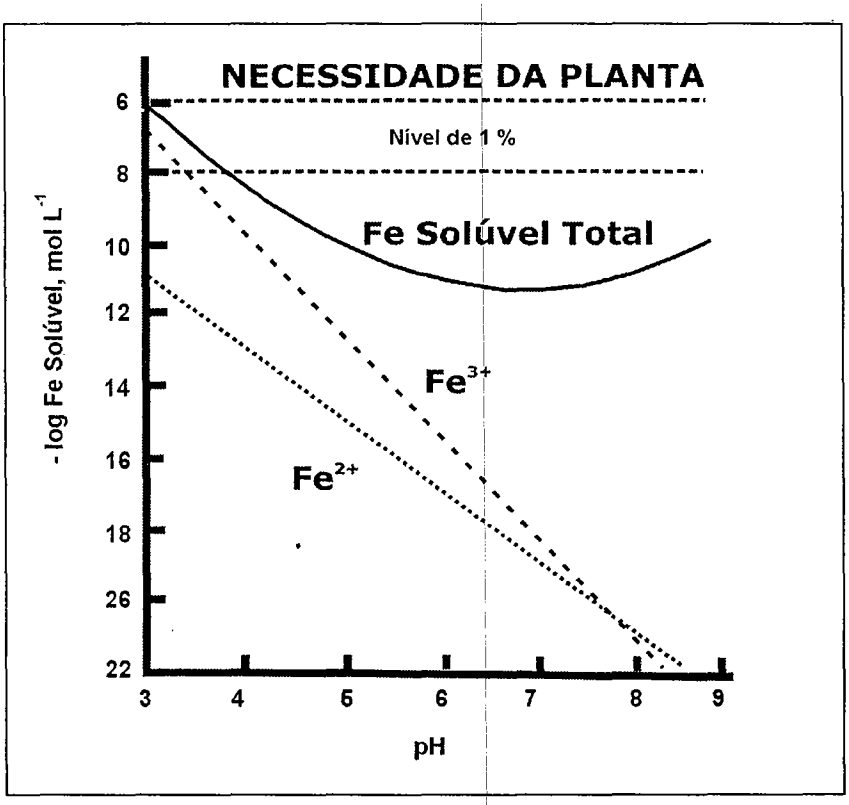


Figura 9. Influência do pH do solo sobre a solubilidade do ferro.
Fonte: Adaptado de Lindsay (1974).

Forma de absorção: O Fe pode ser absorvido como Fe^{2+}, Fe^{3+} e como Fe-quelato, sendo a sua absorção pelas plantas metabolicamente controlada. Na absorção do Fe, são envolvidos pelo menos dois processos. No primeiro processo, que é uma característica das dicotiledôneas e das gramíneas não-monocotiledôneas, prótons são liberados do interior das raízes, o que provoca uma acidificação da rizosfera. Nestas condições, e na presença da Fe^{3+}-redutase, o Fe^{3+} é reduzido a Fe^{2+} na membrana plasmática das células das raízes. O Fe^{2+} é transportado para o interior da membrana plasmática através de um sistema específico de transporte (Figura 10a). A capacidade das raízes em reduzir Fe^{3+} para Fe^{2+} é fundamental na absorção deste cátion para muitas plantas, já que este necessita ser reduzido antes de entrar nas células (Chaney et al., 1972). O segundo processo, que ocorre em gramíneas, como cevada, milho e aveia, envolve a extrusão de sideróforos pelas raízes. Após a liberação destes sideróforos, eles formam complexos com o Fe^{3+}, os quais são transportados para o interior das células das raízes, não ocorrendo redução para Fe^{2+} (Figura 10b) (Epstein & Bloom, 2005).

No espaço livre aparente, esse elemento necessita estar presente na forma iônica ou como quelato. Segundo Römheld & Marschner (1983), o Fe^{3+}-quelato é reduzido de forma mais rápida do que o $FeCl_3$. A velocidade de redução do Fe é dependente do pH, de modo que, em pH baixo, a velocidade de redução é maior. Em exsudatos do xilema, o Fe parece ocorrer na forma não quelatizada, embora seu transporte seja controlado por citrato. Tanto a absorção quanto o transporte do Fe em plantas são afetados por fatores da planta (processos metabólicos) e ambientais (pH, concentração de Ca e P).

Funções: A principal função do Fe é a ativação de enzimas, atuando como grupo prostético. Participa em reações fundamentais de óxidorredução, tanto em hemoproteínas (citocromos, leghemoglobina, catalase, peroxidase, superóxido dismutase, etc.) como em proteínas não-hémicas com ligação Fe-S como ferredoxina e enzimas redutase, nitrogenase e sulfato-redutase.

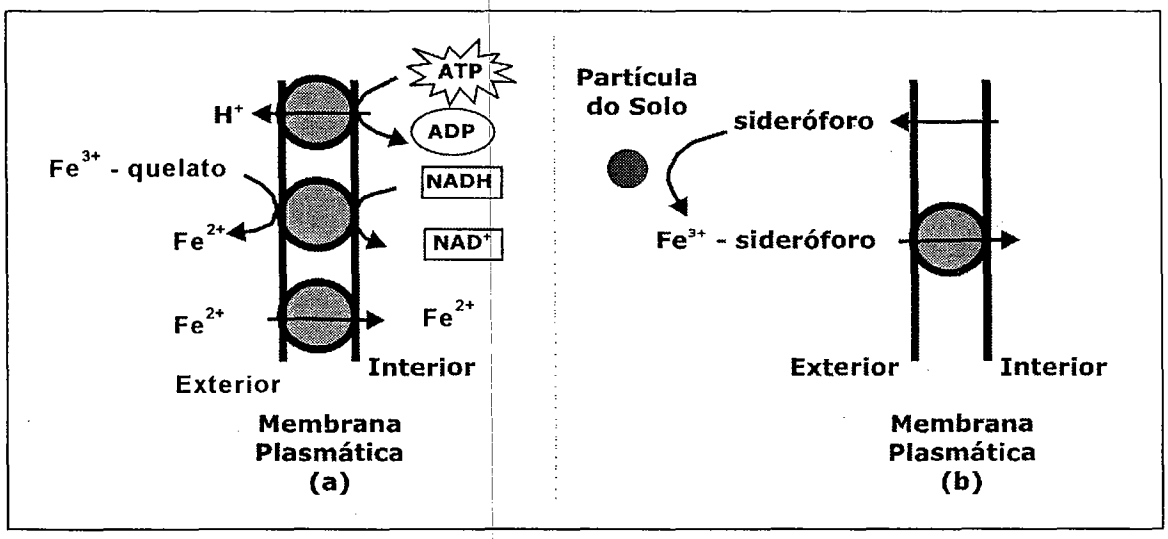


Figura 10. Processos de absorção de ferro. (a) Processo comum em dicotiledôneas, como ervilha tomate e soja. (b) Processo comum em cevada, milho e aveia.

Fonte: Adaptado de Guerinot & Yi (1994).

O Fe catalisa a biossíntese da clorofila, já que faz parte constituinte de enzimas responsáveis pela sua formação. Na ausência de Fe, a planta só apresenta pigmentos amarelos (xantofila e caroteno). Faz parte da ferredoxina, transportador de elétrons de natureza não-porfirínica que atua na fotossíntese e na redução dos nitratos. Outras enzimas que contêm Fe, mas que não atuam como óxidorredutor, são a aconitase e a xantin-oxidase. A fitoferritina [$(FeO.OH)_8$ $(FeO.OPO_3H_2)$] apresenta, aproximadamente, 5.000 átomos de Fe^{3+} - é uma proteína de reserva.

Admite-se que o íon requerido no metabolismo é o ferroso, em cuja forma é absorvido pela planta, já que é a forma de maior mobilidade e disponibilidade para sua incorporação em estruturas biomoleculares. Certamente, o íon férrico se forma e parte deste é translocado às folhas como um quelato aniônico do citrato.

Em relação ao metabolismo do Fe na planta, deve-se levar em conta que este apresenta baixa mobilidade nos tecidos vegetais. Esta mobilidade é afetada negativamente por vários fatores, como o elevado conteúdo de P, deficiência de K, quantidade elevada de Mn e baixa intensidade luminosa. A presença de bicarbonato no meio radicular reduz a mobilidade do Fe nos tecidos vegetais.

Teores na planta: Os teores de Fe nas plantas variam de 10 a 1.500 mg kg^{-1} de matéria seca, dependendo da parte da planta e da espécie, considerando teores entre 50 e 100 mg kg^{-1} como adequados para um crescimento normal das plantas. As plantas deficientes apresentam teores foliares menores que 10 mg kg^{-1}, enquanto, acima de 80 mg kg^{-1}, podem-se observar sintomas de toxidez (Malavolta, 1980; Malavolta et al., 1989; Pais & Jones Junior, 1996; Furlani, 2004).

Sintomas de deficiência e excesso: O efeito mais característico da deficiência de Fe é a incapacidade das folhas jovens para sintetizar clorofila, tornando-se cloróticas, e, algumas vezes, de cor branca (Figura 8). O Fe é considerado imóvel na planta. A entrada de Fe no floema é diminuída, provavelmente, pela formação de compostos insolúveis. Contudo, uma vez que o Fe é levado a um órgão pelo xilema, sua redistribuição é fortemente limitada. Muitos dos sintomas de deficiência de Fe ocorrem pela baixa taxa de translocação, que pode provocar acumulação de Fe nas raízes e folhas velhas, enquanto as folhas jovens apresentam deficiências do elemento. Os sintomas visuais característicos de deficiência são:

- As folhas velhas apresentam cor verde, enquanto as folhas jovens começam a amarelar. Diversos estudos demonstram correlação entre o fornecimento de Fe e as concentrações de clorofila nas folhas.
- Conforme vai avançando a deficiência, observa-se uma clorose internerval característica, onde somente os vasos permanecem de cor verde, contrastando com a cor amarelada ou esbranquiçada do limbo.
- Em casos de deficiência forte, o amarelecimento pode ser total e aparecem zonas necróticas nos bordos do limbo, produzindo-se uma queda precoce das folhas e, em casos muito graves, a desfolha total.
- Os caules e ramos permanecem finos e curvados, levando a uma redução do crescimento.

- Em plantas anuais, ocorre uma diminuição em seu crescimento, apresentando aspecto raquítico e redução da produção. Em plantas arbóreas, ocorre queda de folhas, os frutos são pequenos e amadurecem precocemente.

Normalmente, os solos tropicais são bem providos de Fe; contudo, podem ocorrer situações de deficiência de Fe nas plantas em decorrência da imobilização do Fe. Trata-se de carências induzidas ou secundárias, manifestando-se pela falta de clorofila (clorose). Em solos ácidos, ricos em fosfatos solúveis, pode ocorrer clorose férrica por precipitação do Fe^{3+} na forma de $FePO_4$. Na presença de MnO_2, o Fe reduzido se oxida, passando à forma férrica não-assimilável. Assim, a disponibilidade de Fe depende mais do equilíbrio Fe/Mn do que do seu teor absoluto. Também tem sido observada deficiência de Fe mediante a ação de outros elementos metálicos, como o Cu, que pode substituir o Fe nos quelatos do solo, originando sua imobilização, bem como de Zn e Co, que apresentam efeitos similares, porém de menos importância.

Considerando a rapidez de conversão do Fe solúvel em compostos insolúveis não-disponíveis para a planta, verifica-se que são raros os casos de toxidez por Fe. Solos com teores de Fe total superiores a 50 g kg^{-1} não provocam efeitos tóxicos na maioria dos cultivos. Para o arroz irrigado por inundação, tem-se observado toxidez de Fe, onde os teores de Fe-ferroso são muito elevados.

Manganês

O teor de Mn na crosta terrestre é de, aproximadamente, 900 mg kg^{-1}, sendo considerado o décimo primeiro elemento mais abundante na natureza. O Mn no solo é componente de óxidos, carbonatos, silicatos e sulfetos. Os óxidos e sulfetos de Mn são as formas encontradas com mais freqüência nos solos, sendo comum a sua ocorrência em associação com o Fe. Nos solos, os teores de Mn encontram-se, geralmente, na faixa de 20 a 3.000 mg kg^{-1}, com média de 60 mg kg^{-1} (Lindsay, 1979).

O Mn nos solos tem valências 2, 3 e 4. Na solução do solo e na forma trocável está principalmente como Mn^{2+}, enquanto o Mn^{3+} e Mn^{4+} formam óxidos praticamente insolúveis. O teor do Mn total em solos minerais varia de 300 a 7.000 mg kg^{-1}, embora ocorram teores menores ou muito maiores. Em muitos solos, a fração principal do Mn encontra-se sob a forma não-trocável e dificilmente solúvel.

A presença de Mn disponível (Mn^{2+}) depende tanto do pH como do potencial redox do solo. Em valor de pH superior a 5,5, a oxidação por ação biológica em solos bem arejados é favorecida, no entanto, sua disponibilidade diminui. Por outro lado, as formas oxidadas se reduzem, tornando-se mais disponíveis a pH mais ácido e em solos com baixo potencial redox.

O Mn é mais móvel no solo do que o Fe e, freqüentemente, distribui-se no perfil do solo de forma diferente deste último elemento. Considerando que as substâncias húmicas reduzem o Mn facilmente e que o elemento se oxida com dificuldade em meio ácido, tem-se, nestas condições, maior migração do elemento no perfil do solo.

Os principais fatores do solo que determinam a disponibilidade de Mn são pH, condições de óxidorredução, teores de matéria orgânica e equilíbrio com outros cátions,

principalmente Fe, Ca e Mg (Bartlett, 1988; Reisenauer, 1988). Os valores de pH entre 6,0 e 6,5 parecem ser críticos. Valores baixos de pH favorecem a redução, enquanto valores altos favorecem a oxidação.

Forma de absorção: O Mn pode ser absorvido pelas plantas como Mn^{2+}. Considera-se que as plantas não absorvem o Mn^{4+}, enquanto se desconhece sua capacidade para absorver apreciáveis quantidades de Mn^{3+}, já que este é muito instável. Acredita-se existir um equilíbrio dinâmico entre as formas de Mn, sendo os microrganismos os principais responsáveis pela sua oxidação entre pH 5,0 e 7,9, enquanto a oxidação não-biológica ocorre somente acima de pH 8,0.

Tem sido encontrada evidência de que a absorção de Mn é controlada metabolicamente, possivelmente de forma similar àquela que ocorre para outros cátions, como o Mg e o Ca. Entretanto, a absorção passiva deste elemento também pode ocorrer, principalmente quando o metal encontra-se em concentrações tóxicas na solução.

O Mn ocorre na seiva das plantas na forma livre Mn^{2+}. Goor & Wiersma (1976) relataram uma concentração menor de Mn em exsudatos do floema do que em tecidos das folhas, indicando que o pequeno transporte do elemento através do floema é responsável pela sua baixa concentração em frutos, sementes e órgãos de reserva das raízes.

Heenan & Campbell (1980) relataram que, na condição de bom suprimento de Mn, as folhas acumulam altas concentrações com o aumento da idade da planta, sendo pequena proporção do elemento translocada das folhas velhas para as novas, onde o elemento é deficiente. Contudo, deve-se considerar que a concentração de Mn varia grandemente dentro da planta e durante seu crescimento.

Considera-se que o Mn é facilmente absorvido pelas plantas, quando ocorre na forma solúvel no solo, existindo uma relação direta entre o teor solúvel do elemento no solo e a concentração na planta. Por outro lado, existe correlação negativa entre o teor de Mn nas plantas e o aumento do pH, bem como uma correlação positiva com o teor de matéria orgânica do solo.

Funções: O Mn é necessário à síntese de clorofila. Sua função principal está relacionada com a ativação de enzimas. Participa no funcionamento do fotossistema II da fotossíntese, sendo responsável pela fotólise da água. O Mn pode atuar no balanço iônico como um contra-íon, reagindo com grupos aniônicos. Grande número de enzimas são ativadas pelo Mn, especialmente aquelas envolvidas em metabolismos intermediários (Dechen et al., 1991a).

Teores na planta: Os teores de Mn nas plantas variam de 5 a 1.500 mg kg^{-1} de matéria seca, dependendo da parte da planta analisada e da espécie, considerando teores entre 20 e 500 mg kg^{-1} como adequados para o crescimento normal das plantas. Em muitas plantas, as folhas com sintomas de deficiência contêm teores de Mn inferiores a 20 mg kg^{-1}, enquanto teores superiores a 700 mg kg^{-1} são considerados tóxicos (Malavolta, 1980; Malavolta et al., 1989; Pais & Jones Junior, 1996; Furlani, 2004).

Sintomas de deficiência e excesso: As deficiências de Mn não são muito comuns, apesar de que certas desordens nutricionais como a "mancha cinza" da aveia é conhecida há bastante tempo, sendo controlada com sais de Mn. Os sintomas de deficiência de Mn podem ocorrer tanto em folhas jovens como em folhas velhas e compreendem ampla variedade de manchas cloróticas e necróticas. Os sintomas iniciais são, freqüentemente, cloroses entre as nervuras, tanto em folhas jovens como velhas, dependendo das espécies, seguidas de lesões necróticas (Figura 8). A deficiência de Mn é mais comum em solos orgânicos que em inorgânicos, embora o elemento se encontre, geralmente, nas mesmas formas nos dois tipos de solos. No entanto, a proporção de Mn encontrada, formando complexos com a matéria orgânica, é muito mais alta em solos orgânicos.

A deficiência de Mn tem o efeito mais severo no conteúdo de carboidratos não estruturais (Quadro 6). Esta diminuição no conteúdo de carboidratos é particularmente evidente nas raízes e é, provavelmente, o fator responsável pela redução no crescimento de raízes de plantas deficientes neste nutriente.

Quadro 6. Efeito do manganês no crescimento (M.S.) e na composição do feijoeiro

Planta	Folha		Caule		Raiz	
	- Mn	+ Mn	- Mn	+ Mn	- Mn	+ Mn
Produção de MS (g/planta)	0,46	0,64	0,38	0,55	0,14	0,21
Carboidratos solúveis (g kg^{-1})	4,00	17,50	14,50	35,60	0,90	7,60

Fonte: Adaptado de Marschner (1995).

Considera-se que a acumulação de Mn^{2+} é tóxica para a maioria das plantas cultivadas. Nas condições de solos ricos em húmus, com pH inferior ou igual a 5,5 e com elevadas condições redutoras, pode ocorrer acúmulo deste elemento, pelo fato de ser, em valores baixos de pH, sua forma absorvida (bivalente) mais abundante, podendo levar à absorção pelas plantas em quantidades superiores às necessárias para o seu ótimo desenvolvimento. Os sintomas de toxidez são mais visíveis em plantas jovens, manifestando-se por meio de manchas marrons nas folhas.

Molibdênio

É um elemento relativamente raro. O teor de Mo na crosta terrestre varia de 1,0 a 2,3 mg kg^{-1} e, nos solos, varia de 1 a 2 mg kg^{-1}, podendo chegar até 24 mg kg^{-1} (Adriano, 1986). Os extratores ácidos diluídos ou o acetato de amônio 1 mol L^{-1} pH 7, usualmente, indicam teores menores que 0,2 mg kg^{-1} nos solos. O Mo existe no solo sob três formas: na solução do solo como íons molibdato, MoO_4^{2-} ou $HMoO_4^-$, adsorvidos em formas lábil e não-lábil, como constituinte dos minerais do solo e da matéria orgânica.

A concentração do íon molibdato na solução do solo é muito pequena, variando com o pH e com a presença do P. Esta concentração aumenta com o pH, de modo que,

aumentando o pH do solo de 5,4 a 6,4, pode aumentar a concentração foliar de Mo em 500 % (Figura 11). Quanto ao Mo lábil, a adsorção do íon molibdato assemelha-se à adsorção do sulfato e fosfato. Os íons sulfatos competem fracamente com os íons molibdatos por sítios de adsorção, enquanto os íons fosfatos competem fortemente. Já o Mo não-lábil ou estrutural está presente em rochas ígneas, como molibdenita (MoS_2) e como o molibdato primário powelita ($CaMoO_4$) e wulfenita ($PbMoO_4$); também é encontrado em olivinas. No solo, o Mo está ligado à matéria orgânica e a oxihidróxidos de Fe e Al.

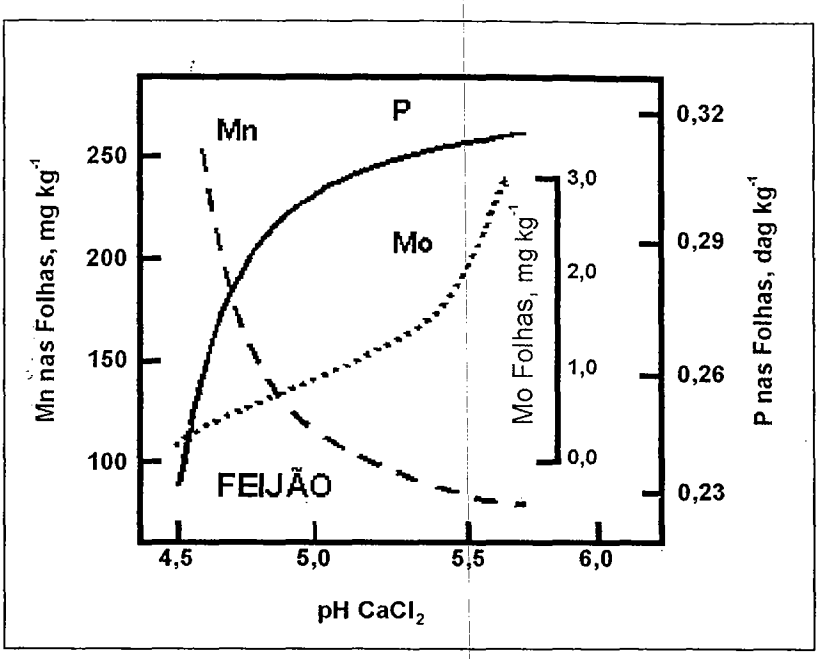


Figura 11. Relação entre o pH do solo e a disponibilidade de manganês, molibdênio e fósforo para a cultura do feijoeiro.
Fonte: Adaptado de Quaggio et al. (1985).

Forma de absorção: O Mo é absorvido na forma do ânion MoO_4^{2-} e sua absorção é proporcional à sua concentração na solução do solo, que pode ser reduzida pelo efeito competitivo do SO_4^{2-} (Reisenauer, 1963). Embora não existam evidências diretas, é aceito que o Mo seja absorvido metabolicamente. Considera-se que o Mo é moderadamente móvel nas plantas; contudo, a forma como é translocado na planta ainda não é conhecida. Resultados evidenciam que o Mo se move no xilema como MoO_4^{2-}, como Mo–S–aminoácido complexo ou como molibdato complexado com açúcares (Tiffin, 1972).

As plantas requerem pequenas quantidades de Mo: menos de 1 mg kg^{-1} de Mo na matéria seca, o que representa, em geral, 40 a 50 g ha^{-1} para suprir as necessidades da maioria das culturas.

Grandes quantidades de molibdato podem ser absorvidas pelas plantas sem efeitos tóxicos. O molibdato é um ácido fraco que pode formar complexos polianiônicos com o P, como o fosfomolibdato, de modo que, possivelmente, altas concentrações são seqüestradas sob esta forma nas plantas.

Funções: Grande parte do Mo encontra-se na enzima nitrato-redutase das raízes e colmos das plantas superiores, a qual catalisa a redução do íon NO_3^- a NO_2^-. A nitrato-redutase das plantas superiores é encontrada como uma molibdoflavoproteina solúvel, que, nas folhas pode estar associada à atividade dos cloroplastos. A enzima oxidada contém quase sempre Mo. A enzima nitrato-redutase tem o Mo ligado de forma reversível. Assim, plantas com deficiência de Mo apresentam acúmulo de NO_2^-, de modo que a falta de Mo tem efeito similar à falta de N.

Nas raízes com nódulos das plantas fixadoras de N_2, o Mo encontra-se quase todo na enzima nitrato redutase e na nitrogenase dos bacteróides nodulares. Ainda que os microrganismos contenham outras enzimas com Mo (sulfito-oxidase, aldeído-oxidase, xantina-desidrogenase e oxidase), não existem evidências da presença destas enzimas nas plantas superiores. A enzima nitrogenase é um constituinte das bactérias simbióticas e actinomicetes, enquanto a nitrato-redutase é a única enzima com Mo nas plantas superiores. Considerando unicamente o metabolismo do N, as plantas superiores poderiam crescer na ausência de Mo, quando o N é disponibilizado na forma de NH_4^+.

O Mo também participa das enzimas sulfito-redutase e xantin-oxidase. A deficiência de Mo repercute negativamente na formação de ácido ascórbico, no conteúdo de clorofila e na atividade respiratória.

Teores na planta: Os teores de Mo nas plantas variam de 0,01 a 500 mg kg^{-1} de matéria seca da planta, dependendo da parte da planta e da espécie, considerando teores entre 0,6 e 10 mg kg^{-1} como adequados para o crescimento normal das plantas. As plantas deficientes apresentam teores foliares entre 0,01 e 0,6 mg kg^{-1} (Malavolta, 1980; Malavolta et al., 1989; Pais & Jones Junior, 1996; Furlani, 2004).

Sintomas de deficiência e excesso: O sintoma característico de deficiência é que as folhas, ainda mantendo a cor verde, deformam-se, em decorrência da morte de algumas células do parênquima. As folhas apresentam tamanho reduzido, clorose e mosqueados de cor marrom em toda ou parte da folha; surgem zonas necróticas na ponta da folha, que se estendem aos bordos (Figura 8). Por último, a folha morre, provocando uma queda prematura. A deficiência em Mo provoca concentração anormal de NO_3^- nas folhas e, portanto, influi no metabolismo do N. A deficiência de Mo pode influenciar a produtividade.

Os casos de toxidez por Mo não são muito freqüentes, tendo-se relatos de plantas sem sintomas de toxidez, que crescem em regiões de minas com teores de até 200 mg kg^{-1} em folha . Podem surgir casos de toxidez por Mo em bovinos por ingerir forragens com alto conteúdo deste elemento, ocorrendo transtornos intestinais. O excesso de Mo na dieta animal interfere na retenção de Cu pelos ruminantes, distúrbio conhecido como molibdenose.

Níquel

Elemento químico, metal ferromagnético de transição pertencente ao grupo VIII da tabela periódica, resistente à oxidação e corrosão, de cor branca prateada, mais forte e duro do que o Fe.

O teor de Ni na crosta terrestre é de, aproximadamente, 0,16 g kg^{-1}, sendo um componente comum de rochas ígneas. Segundo Pais & Jones Junior (1996), os teores no solo variam de 1 a 200 mg kg^{-1}. As fontes mais importantes de Ni são as pentandlitas (pirrotita e calcopirita), bem como as enlateritas (garnierita).

O Ni é o elemento mais recentemente identificado como essencial para as plantas superiores (Brown et al., 1987). Embora existam poucas informações sobre os fatores que afetam a disponibilidade do Ni, pode-se supor que os fatores que afetam a disponibilidade dos outros metais afetam também a disponibilidade deste elemento.

Forma de absorção: As plantas o absorvem em forma de cátion divalente (Ni^{2+}), sendo seu teor na solução do solo muito pequeno, ainda que possa ser mais abundante nos solos onde ocorrem serpentinas. Neste caso, pode ocorrer toxidez do elemento para a maior parte das espécies, ainda que existam algumas que o toleram bem, já que podem tornar o Ni inativo pela formação de complexos com ácidos orgânicos.

O Ni apresenta capacidade intermediária de redistribuição. Há, entretanto, pouca informação sobre a sua redistribuição na planta. Segundo Neumann & Chamel (1986), a capacidade de remobilização no Ni em gerânio foi de 0,01 %, comparada com 0,04 % para ^{86}Rb e 0,00 % para ^{45}Ca.

Funções: O Ni faz parte da metaloenzima urease (que contém dois átomos de Ni por molécula), a qual participa da decomposição da uréia para amônio e CO_2. Deste modo, este elemento é importante para as plantas que recebem adubações com uréia ou com seus derivados (por exemplo, na adubação foliar), exercendo papel importante no metabolismo do N. Alguns resultados de pesquisa mostram que existem respostas das plantas, como o arroz e a soja, à adição de Ni, quando se utilizou uréia como fonte de N. Na soja, o Ni pode aumentar a atividade da urease foliar, impedindo a acumulação de quantidades tóxicas de uréia.

Teores na planta: Os teores de Ni na planta variam entre 0,3 e 3,5 mg kg^{-1} de matéria seca, dependendo da parte da planta e da espécie; teores próximos a 1,5 mg kg^{-1} são considerados adequados para o crescimento normal das plantas (Malavolta, 2006). Para plantas de cevada, 0,1 μg kg^{-1} é considerada uma concentração crítica, onde concentrações nos grãos menores que 100 ng kg^{-1} reduzem a germinação de semente significativamente e menores que 50 ng kg^{-1} reduzem a germinação em até 70 % (Brown et al., 1987).

Sintomas de deficiência e excesso: Os sintomas de deficiência de Ni em plantas leguminosas caracterizam-se pelo acúmulo de uréia, provocando necrose dos folíolos. A uréia é produzida durante o metabolismo do N, em plantas superiores, onde o Ni evita a acumulação de concentrações tóxicas de uréia. As folhas das plantas que contêm teores tóxicos de uréia apresentam sintomas de necrose, com teores de Ni que variam de 0,01 a 0,15 mg kg^{-1} de matéria seca da planta. Plantas de tomate (*Lycopersicon esculentum* L.) deficientes em Ni apresentam clorose em folhas jovens, evoluindo para necrose do meristema. A deficiência de Ni afeta o crescimento, o metabolismo, o envelhecimento e a absorção de Fe pelas plantas. O Ni aumenta a resistência de plantas a doenças.

Zinco

O teor de Zn na crosta terrestre é de, aproximadamente, 70 mg kg^{-1}, atingindo, na litosfera, teor médio de 8 mg kg^{-1}. O teor de Zn nas rochas ígneas varia de 40 mg kg^{-1} (granito) a 130 mg kg^{-1} (basalto) e nas rochas sedimentares de 16 mg kg^{-1} (arenito) a 96 mg kg^{-1} (folhelho) (Souza & Ferreira, 1991). Nos solos, os teores de Zn geralmente encontram-se na faixa de 10 a 300 mg kg^{-1} de Zn total, o que não se correlaciona com sua disponibilidade (Lindsay, 1979).

O conteúdo de Zn pode ser afetado pelo pH do solo, de forma que o Zn se encontra mais disponível em solos com pH baixo (solos ácidos) que em solos com pH alto (solos alcalinos), apresentando sua mínima disponibilidade em pH acima de 7 (Figura 12). A calagem excessiva pode provocar deficiência de Zn. Nos solos com pH ácido, a deficiência de Zn pode aparecer depois da aplicação de adubos com fosfatos solúveis, que formam fosfatos de Zn de baixa solubilidade. Nos solos carbonáticos, de alto pH, geralmente ocorrem deficiências intensas de Zn.

Forma de absorção: O Zn é absorvido na forma de Zn^{2+} tanto por via radicular como foliar. A mobilidade de redistribuição do Zn na planta é muito pequena, de forma que se encontra concentrado em grande parte na raiz, enquanto, nos frutos, seu conteúdo é sempre menor.

Funções: O Zn é um micronutriente que atua como cofator enzimático. É essencial para a atividade, regulação e estabilização da estrutura protéica ou uma combinação destas:

- Constituinte (estrutural) de enzimas desidrogenases, como álcool, lactato, malato e glutamato-desidrogenase; superóxido-dismutase e anidrase carbônica. Esta última catalisa a dissolução de CO_2 como passo prévio à sua assimilação:

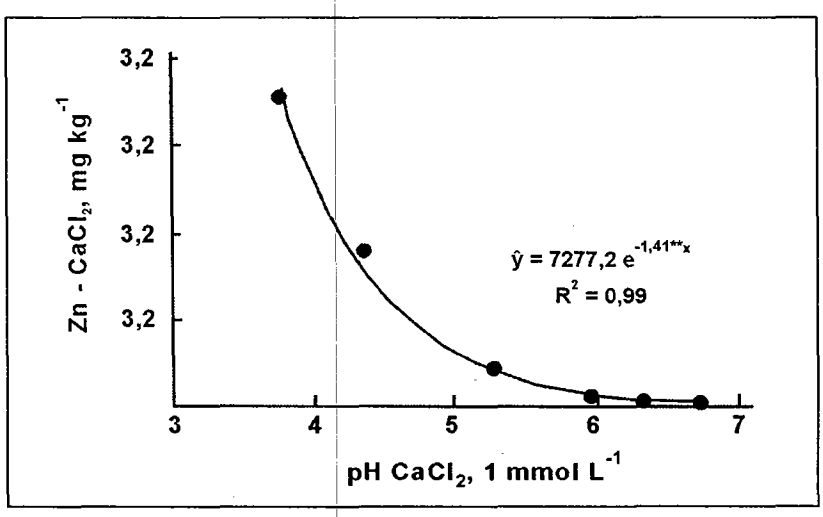


Figura 12. Relação entre os teores de zinco em um Neossolo obtidos pelo método $CaCl_2$ 10 mmol L^{-1} e o pH do solo.
Fonte: Nogueirol et al. (2004).

$$CO_2 + H_2O \rightarrow HCO_3^- + H^+$$

- Participa na ativação enzimática da trifosfato-desidrogenase, enzima essencial na glicólise, bem como nos processos de respiração e fermentação; e da aldolases, encarregadas do desdobramento do éster difosfórico da frutose.

- Afeta a síntese e conservação de auxinas, hormônios vegetais envolvidos no crescimento, graças à sua participação na síntese do triptofano, aminoácido precursor do ácido indol acético.

Teores na planta: Os teores de Zn nas plantas variam de 3 a 150 mg kg^{-1} de matéria seca da planta. Teores inferiores a 25 mg kg^{-1} caracterizam deficiência do elemento nas folhas (Malavolta, 1980; Malavolta et al., 1989; Pais & Jones Junior, 1996; Furlani, 2004).

Sintomas de deficiência e excesso: Na deficiência de Zn, a planta sofre efeito drástico sobre sua atividade enzimática, desenvolvimento dos cloroplastos, conteúdo de proteínas e ácidos nucléicos. As deficiências de Zn costumam ocorrer nos cultivos plurianuais, sendo menos importantes em cultivos anuais, embora possam ocorrer deficiências neste tipo de cultivos, como é o caso do milho.

A deficiência se manifesta no crescimento restrito da gema terminal, o que se traduz num crescimento em forma de roseta nos cultivos herbáceos, enquanto, em outros cultivos, encurtam-se os entrenós (Figura 8). Os sintomas aparecem sempre nas folhas mais jovens, que apresentam zonas cloróticas que terminam necrosadas, afetando todo o parênquima foliar e as nervuras. O tamanho das folhas é pequeno. Deve-se levar em conta que todas as plantas com deficiências em Zn apresentam folhas com elevados conteúdos de Fe, Mn, nitratos e fosfatos, enquanto os conteúdos em amido são baixos.

A interação entre Zn e P tem sido bastante estudada, sendo verificado que altos teores de P provocam a deficiência de Zn. Marschner & Schropp (1977) verificaram que altos teores de P em videira, cultivada em vasos com solo calcário, ocasionaram sintomas de deficiência de Zn nas folhas, apresentando baixas concentrações de Zn nas folhas novas, bem como redução no crescimento. Em experimentos com solução nutritiva, realizados paralelamente, não foi verificada deficiência de Zn, embora sua concentração nas folhas de videira tenha sido inferior à das folhas com sintomas de deficiência do experimento com solo (Quadro 7).

Não é normal a ocorrência de toxidez por Zn em solos com pH elevado, já que, nesta situação, ocorre imobilização do Zn. Contudo, é possível verificar toxidez de Zn em solos ácidos ou em solos cujo material de origem são rochas ricas nesse elemento. Igualmente, pode existir contaminação por Zn por fontes industriais ou por aplicações de resíduos orgânicos. Nos casos de toxidez por Zn, as folhas apresentam pigmentações vermelhas no pecíolo e nas nervuras, sendo também verificada clorose resultante da baixa concentração de Fe (o Zn impede a redução do Fe, bem como pode impedir o seu transporte para o interior da planta).

Quadro 7. Produção de matéria seca, teor de fósforo e zinco em folhas de videira e relação P/Zn, considerando a aplicação de doses de P no solo e em solução nutritiva

Dose de P	Matéria seca	Teor em folhas novas		Relação P/Zn
		P	Zn	
mmol kg^{-1}	g/planta	g kg^{-1} MS	mg kg^{-1} MS	
		Solo		
0,3	19,9	2,63	26,6	99
3,0	19,9	2,69	19,7	137
6,0	17,2	3,06	15,5	197
		Solução nutritiva		
mmol L^{-1}				
0,1	15,7	2,72	15,7	173
1,0	15,2	8,60	13,9	678
5,0	15,5	13,47	13,8	976

Fonte: Adaptado de Marschner & Schropp (1977).

ELEMENTOS BENÉFICOS

Segundo Furlani (2004), os elementos minerais que estimulam o crescimento das plantas, embora não-essenciais, ou então essenciais somente para algumas espécies de plantas, ou sob condições específicas, são comumente chamados de elementos benéficos. Podem ser classificados como elementos benéficos: Na, Si, Se e Co.

Sódio

Elemento químico pertencente ao grupo Ia da tabela periódica (grupo dos metais alcalinos). É um metal macio, prateado, abundante na natureza em compostos como o sal comum. Encontra-se na natureza como sal marinho, cloreto de sódio (NaCl), como o mineral halita e na água de mar, na qual o Na forma 31 % dos constituintes dissolvidos. O Na é o sexto elemento em abundância na terra, constituindo 2,8 % da crosta terrestre. O Na encontra-se como cátion monovalente (Na^+), adsorvido aos colóides de argila, e, quando em elevadas concentrações, é capaz de deslocar o Ca^{2+} e o K^+, afetando a estrutura do solo.

O Na é um ativador de enzimas ATP-ases em animais e, provavelmente, em plantas. Pode substituir o K, na ativação da ADP-glucosapirofosforilase que atua na síntese do amido. O Na^+ é requerido para o metabolismo ácido de crasuláceas (MAC) e pela maioria das espécies que utilizam a via metabólica C4. Nessas plantas, o Na é vital para a

regeneração do ácido fosfoenolpirúvico, substrato da primeira carboxilação das plantas C4 e no MAC. Muitas espécies C3 se beneficiam também de concentrações baixas de Na. O Na estimula o crescimento por meio do alongamento celular e pode substituir o K como um soluto osmoticamente ativo. Quanto à tolerância a este elemento, as plantas se dividem em natrofílicas e natrofóbicas.

A deficiência de Na causa nas plantas natrofílicas cloroses e necroses e impede a formação de flores.

Silício

O Si representa 27,7 % da crosta terrestre. É encontrado na natureza na forma de óxidos (SiO_2), fazendo parte de rochas, areia e argila. Combina-se com o Al, Mg, Ca, Na, K ou Fe, formando silicatos. Seus compostos encontram-se, também, em águas naturais, na atmosfera, como pó de Si, e em tecidos e compostos orgânicos de algumas plantas. Na solução do solo, o Si encontra-se na forma de ácido monosilícico, H_4SiO_4, em cuja forma é absorvido.

O Si deposita-se em forma amorfa nas paredes celulares das plantas, contribuindo com a rigidez e elasticidade. O Si é requerido somente por espécies da família Equisetáceas para completar seu ciclo de vida. No entanto, muitas espécies acumulam concentrações altas de Si em seus tecidos, contribuindo para melhorar o crescimento e a produtividade destas plantas. Nas gramíneas, além de se depositar na parede celular da epiderme, encontra-se presente no interior de células, como as células buliformes, e no xilema.

Na plantas, o Si é depositado, como sílica hidratada amorfa ($SiO_2.nH_2O$), primeiramente no retículo endoplasmático, na parede celular e nos espaços intercelulares. No interior das células, o Si acumula-se também em células epidérmicas especializadas, chamadas de células silíceas. Existem trabalhos que comprovam a essencialidade do Si para a cana-de-açúcar, tomate e pepino. O Si aumenta a resistência do arroz ao ataque de fungos e aumenta o rendimento do cultivo. Observou-se que os silicatos diminuem a toxidez causada pelo Fe e Mn nos cultivos de arroz.

As plantas deficientes em Si são quebradiças e susceptíveis a infecções por fungos. O Si pode diminuir a toxidez causada por metais pesados.

Selênio

O Se apresenta propriedades químicas e físicas semelhantes às do S. É um elemento altamente reativo, formando mais de 170 combinações sólidas, três combinações líquidas (Se_2Cl_2, SeF_4, e CSe_2) e duas combinações gasosas (H_2Se e SeF_6) (Chizhikov & Shchastlivyi, 1968). O teor de Se no solo varia entre 0,1 e 2,0 mg kg^{-1}; quando o teor no solo for menor que 0,6 mg kg^{-1}, a concentração deste elemento nas plantas pode-se tornar deficiente em termos de saúde animal.

O Se não é um elemento essencial para plantas, embora esteja sendo aplicado ao solo, em áreas deficientes, para assegurar que os alimentos possuam quantidades

suficientes para satisfazer às necessidades dos animais e do homem. A solubilidade do Se no solo é baixa, embora, quando solúvel na solução do solo, seja prontamente absorvido, como selenato (SeO_4^{2-}), pelas plantas. A disponibilidade do Se para as plantas é afetada pelas condições climáticas, condições de oxirredução, pH e teor de sesquióxidos do solo. A absorção e a acumulação de Se pelas plantas são afetadas por outros elementos, como N, P e S, bem como pela maioria do micronutriente (Pais & Jones Junior, 1996).

Plantas deficientes em Se (menos de 100 $\mu g\ kg^{-1}$) ocorrem em condições onde o solo apresenta teores menores que 0,6 mg kg^{-1}. Teores entre 0,1 e 0,3 mg kg^{-1} na matéria seca de plantas utilizadas na dieta são necessários aos animais, contudo, pode ser um elemento altamente tóxico, considerando-se o teor máximo de Se nas forragens de 1,0 a 5,0 mg kg^{-1} (Furlani, 2004).

Cobalto

O Co constitui apenas 0,001 % da crosta terrestre, onde se apresenta em pequenos teores ou associado a outros elementos, em minerais como a a cobaltita (CoAsS), eritrina ($Co_3(AsO_4)_2.8H_2O$) e esmaltita ($CoAs_2$). Um dos principais sais de Co é o sulfato ($CoSO_4$). O Co apresenta teores totais que variam de 1 a 40 mg kg^{-1}, e na água do mar, aproximadamente, 0,1 ng L^{-1}. Faz parte de moléculas importantes para o metabolismo animal, como a vitamina B_{12}.

O Co é essencial para algas azul-verdes e microrganismos que fixam o N_2 atmosférico, mas ainda não foi estabelecida a essencialidade do Co para plantas superiores, já que não existem evidências de qualquer função direta deste nutriente na planta, embora existam evidências de alguns efeitos benéficos (Epstein & Bloom, 2005). Plantas que dependem da fixação do N_2, como as leguminosas, mas que têm acesso ao amônio, nitrato, ou aminoácidos, não dependem do Co. Por outro lado, quando estas plantas que dependem de fixação de N_2 atmosférico não tem acesso a esses compostos nitrogenados, o Co é essencial para o seu crescimento (Reisenauer, 1960; Ahmed & Evans, 1961). O Co faz parte do complexo enzimático cobalamina (vitamina B12 e metabólitos relacionados), que atua na fixação do N_2 por bacteróides, indicando a exigência de Co para os microrganismos fixadores.

O teor de Co nas plantas varia de 0,05 a 0,30 mg kg^{-1}, apresentado as plantas leguminosas maior concentração do que as gramíneas (Furlani, 2004). Os sintomas de deficiência de Co se caracterizam por sintomas típicos de deficiência de N. Quanto à toxidez por Co, os sintomas se caracterizam por cloroses, e os teores tóxicos variam amplamente entre 6 e 143 mg kg^{-1}, dependendo da espécie.

Para leguminosas, o teor de Co nas sementes tem grande importância em condições de solos que apresentam deficiência deste elemento. A aplicação de Co em plantas forrageiras, em condições de solos com deficiência deste elemento, é importante para animais ruminantes, já que o Co é essencial para a microflora do rúmen, por estar envolvido na síntese da vitamina B_{12} (Furlani, 2004).

IV – RELAÇÃO SOLO-PLANTA

Roberto Ferreira Novais[1/] & Jaime Wilson Vargas de Mello[1/]

[1/] Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa – UFV. Av. PH Rolfs, s/n, CEP 36570-000 Viçosa (MG).
rfnovais@ufv.br; jwvmello@ufv.br

Conteúdo

INTRODUÇÃO 134

PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DO SOLO 135
- Fases do Solo 135
- Sistema Coloidal 136
- Mineralogia da Fração Argila 138
  - Argilas Silicatadas 138
  - Argilas Não Silicatadas – Óxidos e Hidróxidos de Fe e de Al 143
- Origem das Cargas Elétricas do Solo 143
  - Cargas Negativas 143
  - Cargas Positivas 144
  - Densidade de Carga 145
- Adsorção e Troca Iônica 145
  - Capacidade de Troca Catiônica 146
  - Dupla Camada Difusa 149
  - Características da CTC do Solo 151
  - Capacidade de Troca Aniônica 155
- Fatores Intensidade, Quantidade e Capacidade Tampão 157
  - Fator Intensidade 159
  - Fator Quantidade 166
  - Capacidade ou Poder Tampão de Nutrientes no Solo 167

TRANSPORTE DE NUTRIENTES NO SOLO 170
- Introdução 170
- Fluxo de Massa, Fluxo Difusivo (Difusão) e Interceptação de Raízes 171
  - Interceptação de Raízes 174
  - Fluxo de Massa 175
  - Fluxo Difusivo 175
  - Calagem e Fosfatagem 177

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

Calagem e Fosfatagem 177
Ânion Acompanhante 179
Conteúdo de Água 179
Considerações 181
Compactação do Solo 182
Idade da Planta 185
Interação Doses de Nutrientes Versus População de Plantas 185
Considerações Finais 186

ABSORÇÃO (AQUISIÇÃO) DE NUTRIENTES 186
Introdução 186
Determinação das Constantes Cinéticas de Absorção 190
Relação entre as Constantes Km, Imáx e Cmín e a Absorção de Nutrientes 192
Modelos Mecanísticos de Absorção 194
Análise de Sensibilidade dos Modelos Mecanísticos de Absorção 197

LITERATURA CITADA 198

INTRODUÇÃO

Neste capítulo, o solo é considerado como reserva, dreno e fonte de nutrientes para as plantas, à semelhança de um sistema bancário que administra o dinheiro de seus correntistas, guardando-o, protegendo-o, liberando recursos quando solicitados e, de modo muito importante, evitando perdas. O solo como "sistema bancário" dos nutrientes tem cargas negativas e positivas de modo a proceder essa administração, tanto dos cátions como dos ânions, nutrientes ou não.

As cargas do solo ao lado da fotossíntese são considerados os dois fenômenos mais importantes para a existência da vida na Terra. A compreensão dos processos de liberação de nutrientes, neste caso, quando um dreno como a planta o requisita, vai permitir a otimização dos nutrientes aplicados por meio de fertilizantes, sua mais eficiente absorção e utilização pelas plantas e proteção do ambiente, não permitindo a chegada de grandes quantidades de nutrientes em suas águas superficiais.

O suprimento de nutrientes para as plantas implica não apenas seu conteúdo nos solos mas também seu transporte até à superfície das raízes para serem absorvidos. Portanto, solos compactados, deficientes em água, poderão ser férteis e as plantas neles cultivadas apresentarem deficiência nutricional por falta de transporte dos nutrientes até às raízes. A chegada dos nutrientes junto às raízes não é necessariamente garantia de absorção plena pelas plantas. Há espécies de plantas mais eficientes em absorver determinado nutriente que outras, para o mesmo suprimento externo pelo solo.

A avaliação da eficiência de uma planta em absorver um nutriente, sua cinética de absorção, é, portanto, de importância nos processos de seleção de genótipos nutricionalmente mais eficientes em condições diversas de crescimento.

Assim, neste capítulo, são tratados os três componentes principais da relação solo-planta: as propriedades fisico-químicas do solo que o caracterizam como um controlador de suprimento e de perdas de nutrientes; os mecanismos de transporte de nutrientes no solo até às raízes e, por último, a cinética de absorção ou aquisição de nutrientes pelas plantas.

PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DO SOLO

Fases do Solo

Um solo mineral, próximo à superfície, com condições físicas ótimas para o crescimento de plantas, apresenta, aproximadamente, a seguinte composição volumétrica: 50 % de espaço poroso, ocupados por partes iguais de ar e de água, 45–48 % de sólidos minerais e 2 a 3 e, por vezes, 5 % de matéria orgânica (MO). Têm-se, em média, então, 50 % constituídos pela fase sólida, 25 % pela fase líquida e 25 % pela fase gasosa (Figura 1).

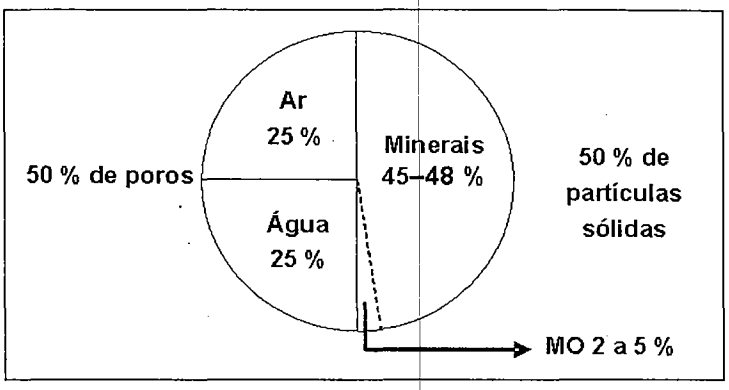


Figura 1. Composição volumétrica média de um solo com boa estrutura.

A fase sólida é constituída de agregados que se apresentam, até certo ponto, individualizados. Os agregados são formados de partículas unitárias, cimentadas entre si por matéria orgânica, óxidos e hidróxidos de Fe e Al, sílica, etc. As partículas individuais são obtidas após a dispersão dos agregados. Limites de tamanho definem as partículas como pertencentes a diferentes frações. Esses limites são estabelecidos pela classificação de Atterberg ou classificação internacional (Figura 2).

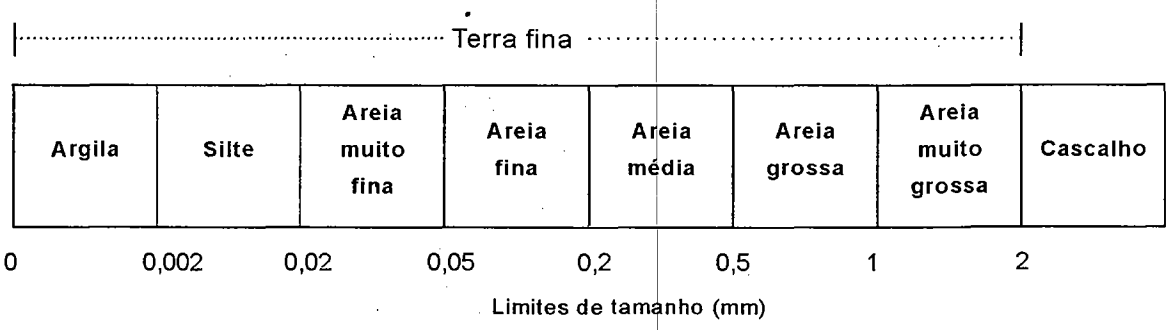


Figura 2. Limites dos tamanhos das partículas dos solos.

Sistema Coloidal

O solo pode ser considerado como um sistema disperso, uma vez que é constituído de mais de uma fase, estando a fase sólida em estado de acentuada subdivisão. Há, portanto, um sistema coloidal[1] no solo, constituído de partículas diminutas, de tamanho coloidal, minerais ou orgânicas, ou organominerais, como fase dispersa na solução (ou no ar) do solo, como meio de dispersão. Nesse sistema, ocorrem reações químicas, físico-químicas e microbianas da maior importância no estudo dos solos. Nessa fase dispersa, é que se encontram as argilas.

Como exemplo, além do solo, pode-se citar a presença de sólido (fase dispersa) em gás (meio de dispersão), constituindo fumaça, poeira; de líquido em gás, constituindo névoa, etc.

As partículas do sistema coloidal do solo apresentam as seguintes propriedades:

a) Grande Superfície Específica

A superfície específica refere-se à área pela unidade de peso do material considerado (solo como um todo, fração argila apenas, matéria orgânica, etc.) e é, usualmente, expressa em $m^2\ g^{-1}$.

A compreensão do significado prático dessa propriedade torna-se mais fácil ao se tomar um cubo com 1 cm de aresta, pesando 1 g, o qual tem uma superfície igual a 6 cm^2 [2] e uma superfície específica igual a 6 $cm^2\ g^{-1}$. Se este cubo for, inicialmente, dividido ao meio, paralelamente a duas de suas faces opostas, a superfície total dos dois blocos formados será de 8 cm^2, logo, com 2 cm^2 a mais do que o cubo inicial, correspondentes às duas novas superfícies expostas pela divisão. Como o peso total dos dois blocos continua o mesmo, a superfície específica total do material foi aumentada para 8 $cm^2\ g^{-1}$. Se o cubo for subdividido em 1.000 cubos, cada um com aresta igual a 0,1 cm, a superfície total destes cubos será igual a 60 cm^2, correspondente a uma superfície específica igual a 60 $cm^2\ g^{-1}$. Se for subdividido em 1.000.000 de cubos, cada um com aresta igual a 0,01 cm, a superfície total será igual a 600 cm^2 e a específica igual a 600 $cm^2\ g^{-1}$.

Deve-se, portanto, esperar grandes variações entre solos quanto às suas superfícies específicas. Dentre os fatores responsáveis por essas variações, encontram-se:

- Textura.
- Tipos de minerais de argila.
- Teor de matéria orgânica.

Em virtude do menor tamanho da fração argila do solo, em relação às outras frações, pode-se deduzir que esta fração, de natureza coloidal, contribui em maior proporção com o valor da superfície específica do solo. Trabalho clássico de Grohmann (1977)

---

[1] Nos sistemas coloidais, componentes da fase dispersa (a fase constituída pelas partículas) apresentam, pelo menos, uma de suas dimensões entre 1 μm e 1 nm (1 nm = 10^{-9} m), e encontram-se em uma segunda fase, o meio de dispersão (água e ar, o meio pelo qual as partículas se distribuem).

[2] m^2 = 10.000 cm^2.

comprova isto, ao verificar coeficiente de correlação positivo e significativo entre o teor de argila e a superfície específica de amostras de diversos solos (Quadro 1). Amostras de solos que tiveram sua matéria orgânica previamente eliminada apresentaram superfície específica variando de 8,1 m^2 g^{-1} de solo com 55 g kg^{-1} de argila a 63,8 m^2 g^{-1} de outro solo com 424 g kg^{-1} de argila (Novais, 1977).

Quanto ao tipo de mineral de argila, sabe-se, por exemplo, que a caulinita apresenta superfície específica de 10 a 30 m^2 g^{-1}, os óxidos de Fe de 100 a 400 m^2 g^{-1}, e a montmorilonita, no outro extremo, de 700 a 800 m^2 g^{-1}, segundo citações de Grohmann (1975). É de se esperar, portanto, que solos tropicais, que têm nos óxidos e na caulinita os maiores constituintes da fração argila, tenham menor superfície específica, em geral, que solos de regiões temperadas, onde há predominância de montmorilonita e de outras argilas silicatadas mais ativas (Quadro 1).

Quadro 1. Superfície específica dos principais componentes da fração argila do solo

Constituinte da fração argila	Superfície específica
	m^2 g^{-1}
Gibbsita	1-2,5
Anatásio	10
Caulinita	10-30
Goethita	30
Mica hidratada	100-200
Clorita	100-175
Óxidos de ferro	100-400
Sílica amorfa	100-600
Sílica-alumina amorfa	200-500
Vermiculita	300-500
Alofana	400-700
Montmorilonita	700-800
Matéria orgânica	± 700[1]

[1] Muito variável.
Fonte: Grohmann (1975).

A matéria orgânica, embora apresente, na maioria dos solos, teores relativamente baixos, contribui, significativamente, para o valor da superfície específica do solo, graças ao seu alto grau de subdivisão. O efeito da matéria orgânica sobre a superfície específica do solo pode ser constatado no trabalho de Grohmann (1975), ao verificar que a superfície específica de uma amostra de um horizonte Ap de um Latossolo Roxo, inicialmente com 90,3 m^2 g^{-1}, (equivalente a 180.600 km^2 ha^{-1}, aproximadamente 1/3 da superfície do Estado de Minas Gerais ou quase a do Estado do Paraná), caiu para 61,2 m^2 g^{-1} após a eliminação da matéria orgânica por oxidação com H_2O_2. Assim, um solo com maior teor de matéria orgânica deverá ter maior superfície específica que outro com menor teor, se outras características, como tipo e quantidade de argila, forem mantidas constantes.

A superfície específica de amostras de solos (Quadro 2) é, normalmente, determinada com base na adsorção monomolecular de substâncias sobre as partículas do solo. São substâncias próprias para este fim o EG (etilenoglicol), o EGME (etilenoglicolmonoetiléter) e o glicerol (Grohmann, 1975).

Quadro 2. Superfície específica de alguns amostras de solos

Classe de solo	Horizonte	Profundidade	Superfície específica
		cm	$m^2 g^{-1}$
Podzólico Vermelho-Amarelo orto	B1	32-46	44,0
	B2	46-58	61,0
Latossolo Roxo	Ap	0-13	90,3
	A3	13-43	68,3
	B21	43-70	82,3
Latossolo Vermelho-Escuro orto	B21	32-52	72,0
	B22	52-80	98,0

Fonte: Grohmann (1975).

b) Cargas Elétricas

Propriedade muito importante de uma dispersão coloidal é a presença de cargas elétricas. As partículas coloidais do solo, as argilas de modo geral, são eletronegativas. Embora possam, também, conter cargas positivas, estas são, normalmente, em menor número que as negativas. Em alguns solos, com um grau de intemperismo bastante adiantado, pode-se encontrar maior número de cargas positivas do que negativas; entretanto, tal situação não é muito comum. Essas cargas elétricas proporcionam a adsorção de íons de cargas opostas, retendo-os no solo, íons estes que, em boa parte, desempenham papel importante para o crescimento e desenvolvimento das plantas.

c) Cinética

As partículas dispersas em meios líquidos apresentam movimentos (Shaw,1975). O movimento browniano é caracterizado pelo movimento brusco, irregular e em zigue-zague de partículas individuais no meio de dispersão. Esse movimento deve-se à energia cinética das partículas.

O movimento de difusão é conseqüência da migração de partículas de uma região de maior concentração para outra de menor concentração.

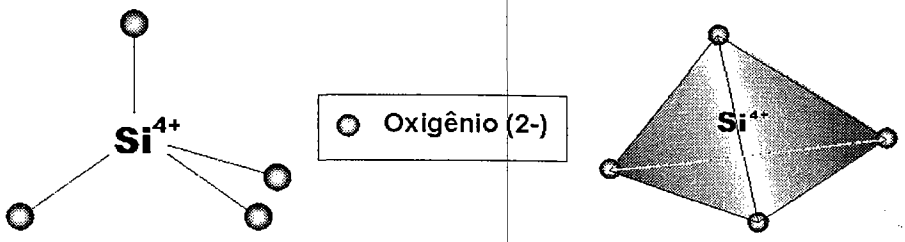
Há, também, o movimento ocasionado pela força gravitacional, responsável pela sedimentação de partículas.

Mineralogia da Fração Argila

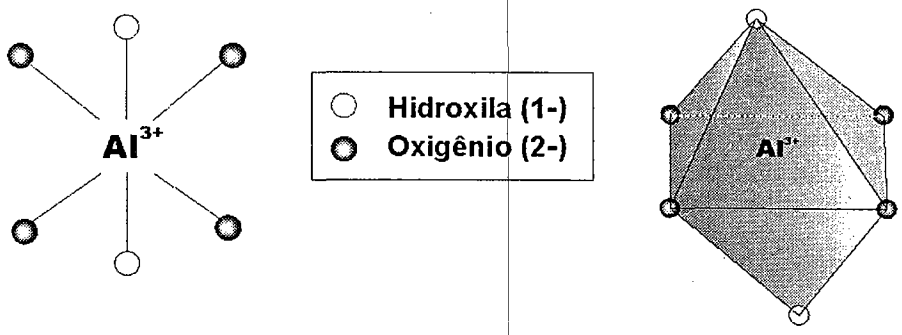
Argilas Silicatadas

Dentro da fração argila (partículas menores que 2 μm), as argilas silicatadas são os constituintes mais comuns em solos de regiões temperadas, ainda não sujeitos a um estádio avançado de intemperismo.

As argilas silicadas são constituídas de duas unidades estruturais básicas. Uma é o tetraedro de sílica, formado por ligações de um átomo de Si a quatro átomos de oxigênio:



A outra unidade é constituída pelo octaedro de alumina, formado por um átomo de Al e seis átomos de oxigênio:



Os tetraedros podem ligar-se entre si, formando uma camada contínua, seguindo duas direções no espaço, constituindo a estrutura dos filossilicatos. A ligação dos octaedros entre si também dá origem a uma camada semelhante à anterior.

Os cristais das argilas silicatadas são constituídos de camadas alternadas de tetraedros e de octaedros, ligadas entre si por átomos de oxigênio comuns aos átomos de Si (tetraedros) e aos de Al (octaedros). O número de camadas de tetraedros para camadas de octaedros, por unidade componente de um cristal de argila silicatada, é uma característica básica de identificação dos principais grupos de argilas silicatadas (Figura 3).

Dentre as argilas silicatadas, destacam-se os principais grupos.

a) Caulinita

Caracteriza-se por um arranjo com uma camada de tetraedros e uma de octaedros, unidas entre si, rigidamente, pelos átomos de oxigênio comuns às duas camadas, constituindo uma unidade cristalográfica. Unidades assim formadas se unem entre si por ligações de H, constituindo o grupo das caulinitas ou o grupo das argilas do tipo 1:1 (Figuras 4 e 5). São hexagonais e de tamanho grande, o que condiciona pequena superfície específica, se comparada às partículas de argilas silicatadas do tipo 2:1 mais ativa, como a montmorilonita. As ligações de hidrogênio entre unidades cristalográficas se devem ao pareamento de um plano de oxigênios, no topo da camada de tetraedros, com um plano de oxidrilas, na base da camada de octaedros. Estas ligações não permitem a expansão da argila, posto que não são admitidas moléculas de água nestes espaços internos.

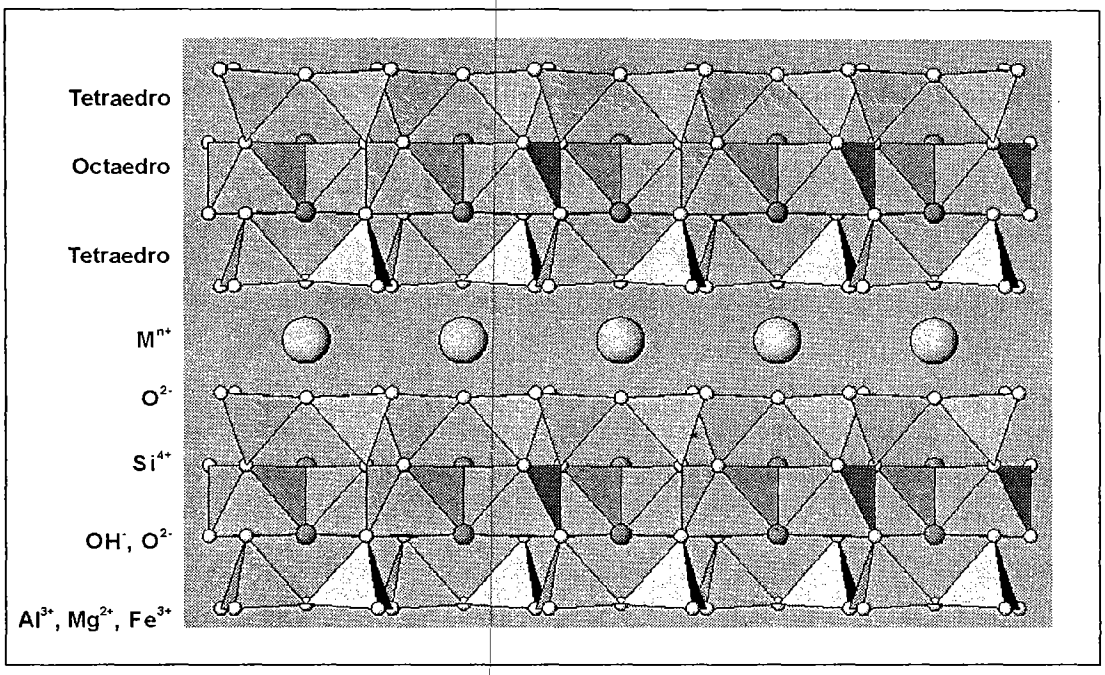


Figura 3. Disposição das lâminas de tetraedros e octaedros em duas unidades cristalográficas de uma argila silicatada 2:1.

Fonte: Com permissão do Professor Joseph Stucki (Universidade de Illinois).

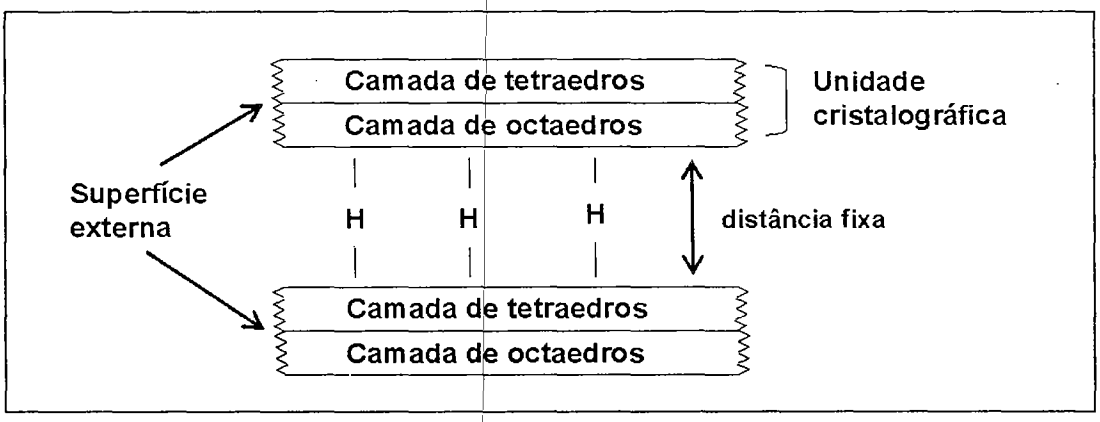


Figura 4. Representação esquemática das argilas do grupo da caulinita (tipo 1:1).

b) Montmorilonita

Caracteriza-se por unidades constituídas por um arranjo com duas camadas de tetraedros para uma de octaedros, ligadas rigidamente pelos átomos de oxigênio comuns às lâminas. São também denominadas argilas do tipo 2:1. As unidades são frouxamente ligadas entre si por moléculas d'água e cátions na solução, o que permite que a distância entre elas seja variável. Como conseqüência, cátions e moléculas podem-se mover entre essas unidades, o que proporciona tanto uma superfície total (a interna mais a externa) como uma superfície específica bem maiores (Figuras 3 e 6) do que para a caulinita. Com a hidratação deste material, há aumento da distância entre as unidades, o que justifica a classificação desta argila como expansiva. Com a desidratação, ocorre o inverso: aquela

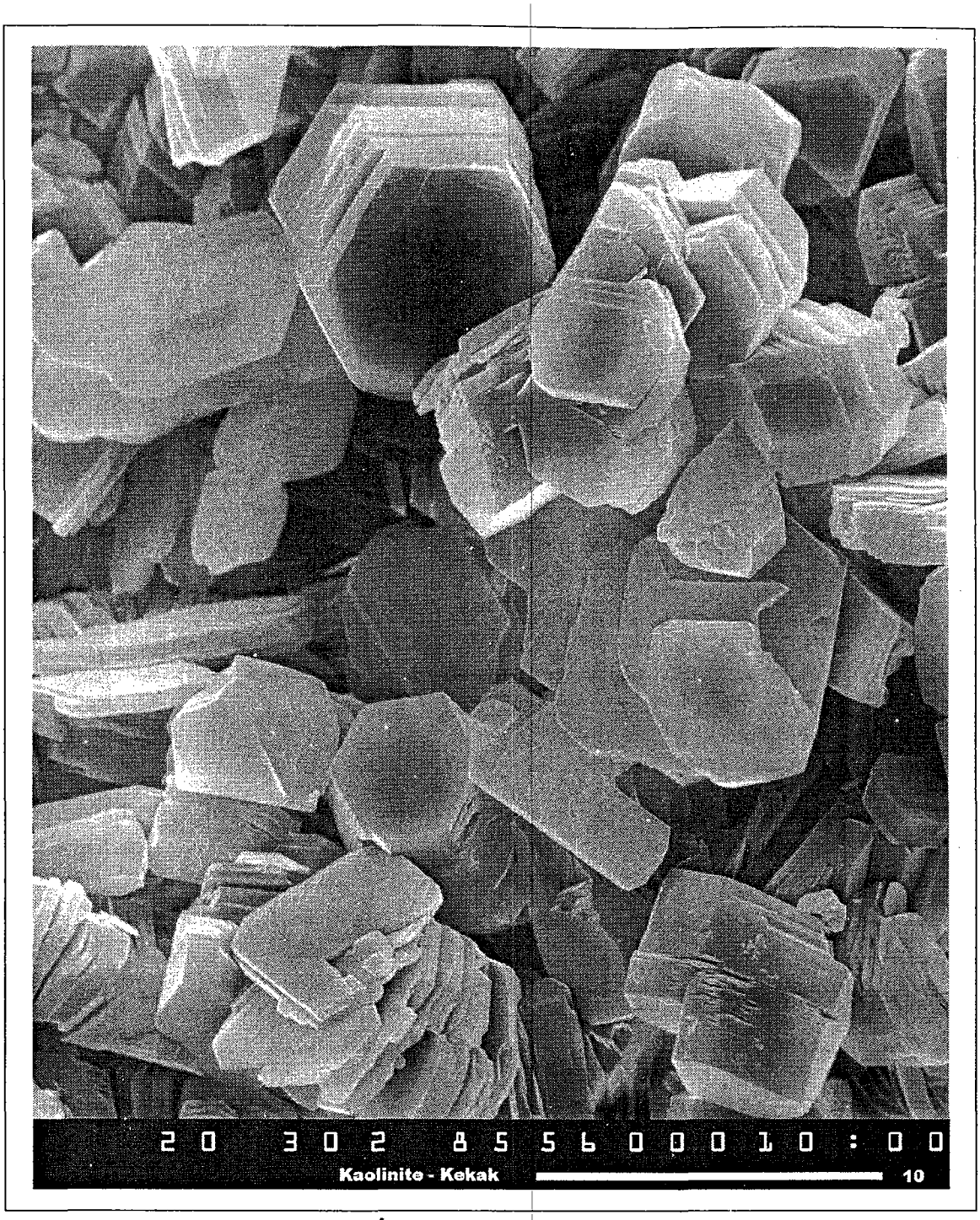


Figura 5. Vista geral de "booklets" (pequenos pacotes de argila) de uma imagem de caulinita gerada pelo microscópio de varredura.

Foto: Disponibilizada pelo Prof. Keller (*in memorian*) da Universidade Missouri – Columbia, USA.

distância diminui, havendo uma contração do material. Solos que apresentam conteúdo importante de argilas expansivas apresentam, geralmente, quando secos, superfície trincada, com fendas que contornam diferentes formas geométricas. Com a reidratação, tais fendas desaparecem em virtude da expansão do material. Como toda a sua superfície apresenta cargas negativas, este colóide revela elevada capacidade de adsorção de cátions.

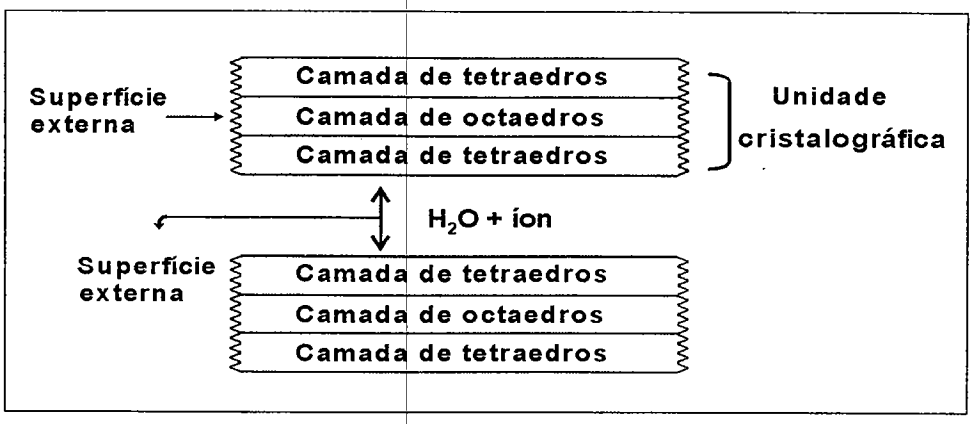


Figura 6. Representação esquemática das argilas do grupo da montmorilonita (tipo 2:1).

c) Ilita

O grupo da ilita, ou mica hidratada, apresenta a mesma organização estrutural que a montmorilonita (tipo 2:1), exceto no que diz respeito às ligações entre as unidades cristalográficas. A existência de "deficit" de carga positiva na camada de tetraedro leva a um excesso de cargas negativas que são neutralizadas, geralmente por íons de K, fortemente retidos entre duas unidades. Essas ligações diminuem intensamente a expansão do material quando sujeito à hidratação. A superfície de adsorção catiônica é, conseqüentemente, menor do que a da montmorilonita.

d) Outros Grupos de Argilas Silicatadas

A presença mais freqüente de vermiculita (tipo 2:1), argila silicatada semelhante à montmorilonita, embora não tão expansiva como esta, em solos de regiões temperadas, diz sobre sua menor resistência ao intemperismo, do que a caulinita, por exemplo, tão freqüente em solos de regiões tropicais. Não obstante, a vermiculita é, de modo geral, mais resistente ao intemperismo em relação à montmorilonita. A principal diferença entre estas duas argilas reside nas substituições isomórficas que se verificam na rede cristalina por ocasião da formação das estruturas minerais. A vermiculita apresenta substituição de Si por Al na camada de tetraedros, ao passo que a montmorilonita apresenta substituição de Al por Mg na camada de octaedros. Portanto, a presença de Al, em solo ácidos, é fator de estabilização da vermiculita. Por outro lado, a lixiviação de Mg dos solos tende a desestabilizar a montmorilonita. Daí a presença eventual de vermiculita em solos de regiões tropicais, em detrimento da montmorilonita. Aliás, não é incomum encontrar algumas variedades de vermiculita com precipitados de hidróxi-Al entre as unidades 2:1. Estas são denominadas de VHE (Vermiculitas com hidróxi entrecamadas).

A clorita difere das demais estudadas por apresentar, além do grupo 2:1 de talco (com unidade cristalográfica similar à da montmorilonita, mas com Mg dominando a camada de octaedros), uma camada adicional de brucita ($Mg(OH)_2$). Por essa razão, essa argila é conhecida pelo tipo 2:2 ou 2:1:1 (duas lâminas de tetraedros, uma de octaedro e uma de brucita). A superfície específica e a capacidade de troca catiônica são semelhantes às da ilita.

Argilas Não Silicatadas – Óxidos e Hidróxidos de Fe e de Al

Este tipo de material coloidal, também constituinte da fração argila, predomina, freqüentemente, em solos tropicais, misturado com argilas silicatadas, principalmente caulinita. Embora por simplicidade os óxidos hidratados sejam representados por hidróxidos de Fe e de Al, $Al(OH)_3$ e $Fe(OH)_3$, suas estruturas químicas são mais corretamente referidas por fórmulas do tipo $Fe_2O_3.xH_2O$ e $Al_2O_3.xH_2O$.

A gibbsita ($Al_2O_3.3H_2O$) e a goethita ($Fe_2O_3.H_2O$) são os óxidos hidratados de Al e de Fe de maior predominância na fração argila. A hematita, quimicamente um óxido de Fe não hidratado (Fe_2O_3), é outro componente freqüente da fração argila, principalmente de solos tropicais.

Esses óxidos, de maneira geral, são os principais responsáveis pela adsorção aniônica, e também de alguns cátions, como o Zn, nos solos. O efeito desses óxidos sobre a adsorção de fosfatos em solos tem sido foco de vários estudos (Fox et al., 1971; Syers et al., 1971; Leal & Veloso, 1973; Lopes, 1977; Bahia Filho, 1982).

Origem das Cargas Elétricas do Solo

Cargas Negativas

Como já foi dito, há no solo, em geral, predominância de cargas negativas sobre positivas. Essa predominância é expressiva em solos de regiões temperadas, graças à presença de argilas silicatadas mais ativas, por conseguinte mais eletronegativas. Por outro lado, nos solos mais intemperizados de regiões tropicais, o predomínio de cargas negativas tende a diminuir e, em alguns casos, até mesmo inverter com predomínio de cargas positivas.

As cargas eletronegativas do solo podem ter diferentes origens:

a) Dissociação de Grupos OH nas Arestas das Argilas Silicatadas

O grupo OH nas terminações tetraedrais ou octaedrais, em faces quebradas das unidades cristalográficas das argilas silicadas, pode-se dissociar, gerando uma carga negativa.

$$\text{argila}-OH + OH^- \rightleftharpoons \text{argila}-O^- + H_2O$$

Verifica-se que com elevação do pH do meio (solo) o equilíbrio é deslocado para a direita em razão da neutralização dos íons H^+ liberados na dissociação do grupo -OH. Este tipo de cargas dependentes do pH é o tipo predominante em argilas 1:1, como a caulinita.

b) Substituição Isomórfica

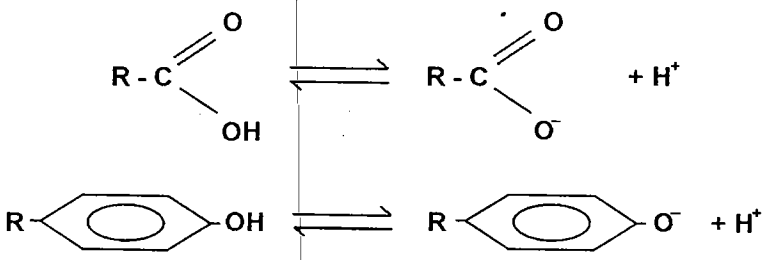
Durante a gênese de argilas do tipo 2:1, alguns átomos de Si dos tetraedros podem ter sido substituídos por Al, bem como o Al dos octaedros pode ser substituído por Mg ou por outros cátions de valência menor que a do Al^{3+}. A substituição do Si^{4+}, que se

encontrava, inicialmente, neutralizando quatro cargas negativas por Al^{3+}, irá condicionar sobra de uma carga negativa. De maneira semelhante, uma carga negativa será gerada pela substituição de um Al^{3+} de um octaedro por um cátion divalente, como o Mg^{2+}.

Deve-se ressaltar que o número de cargas geradas por este processo não é variável com alterações do pH do meio.

c) Matéria Orgânica

Na matéria orgânica do solo, as cargas negativas originam-se, principalmente, da dissociação de grupos carboxilícos e fenólicos, de acordo com as equações químicas:

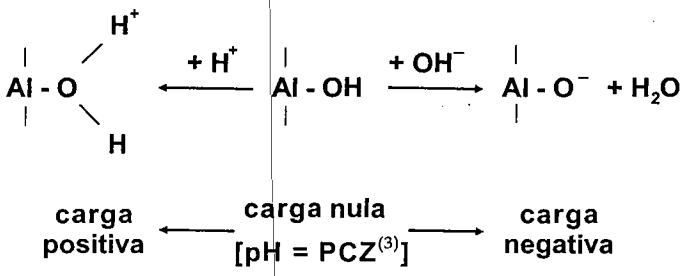


em que R representa um radical, de modo geral, longas cadeias alifáticas ou eventualmente aromáticas.

Verifica-se pelas equações que o equilíbrio é deslocado para a direita, forma dissociada, com a elevação do pH do meio, ou seja, com a neutralização da acidez.

Cargas Positivas

As cargas eletropositivas do solo têm sua origem nos óxidos e hidróxidos (óxidos hidratados) de Fe e de Al, preferencialmente. Tal situação se dá de maneira mais significativa em condições mais ácidas de solo.



Esse esquema mostra que os óxidos hidratados de Fe e Al podem dar origem a cargas eletropositivas, eletronegativas ou permanecer com carga neutra na superfície, dependendo do pH do solo. De modo geral, o ponto em que a carga dos óxidos é nula corresponde a um valor de pH na faixa alcalina. Assim sendo, os óxidos de Fe e Al apresentam cargas positivas em solos ácidos.

---

(3) O PCZ (ponto de carga zero) é o pH em que o solo apresenta carga líquida nula. Seu valor é variável de acordo com a natureza dos materiais trocadores de íons constituintes do solo.

Densidade de Carga

A densidade de cargas negativas é a quantidade destas cargas por unidade de superfície de um material. Pode ser expressa em $mol_c\ m^{-2}$ ou em $C\ m^{-2}$. Um mol de carga (mol_c) negativa corresponde a $9{,}6485 \times 10^4$ C (coulomb). A caulinita tem 1,93 $mC\ m^{-2}$ e a montmorilonita 1,64 $mC\ m^{-2}$.

Adsorção e Troca Iônica

As propriedades de adsorção iônica do solo são devidas, quase que totalmente, aos minerais de argila e à matéria orgânica do solo, materiais de elevada superfície específica. Essas partículas coloidais do solo apresentam cargas elétricas negativas e positivas, podendo adsorver ou "reter", por diferença de carga, tanto cátions como ânions.

Essas cargas, negativas ou positivas, são neutralizadas por íons de carga contrária, que podem ser trocados por outros íons da solução do solo. Essa reação de troca se dá entre íons da mesma carga. O fenômeno é conhecido como troca iônica e, depois da fotossíntese, é o processo mais importante para a vida na terra (Russel & Russel, 1973).

As cargas negativas são neutralizadas por íons eletropositivos, ou seja, pelos cátions, o que se denomina adsorção catiônica. Na neutralização de cargas positivas pelos ânions tem-se a adsorção aniônica. Os íons envolvidos nesse processo de adsorção ligam-se por eletrovalência ou por covalência às partículas coloidais do solo. Os cátions mais envolvidos quantitativamente nesse processo são: Ca^{2+}, Mg^{2+}, Al^{3+}, H^+, K^+, Na^+ e NH_4^+, sendo o Ca^{2+}, comumente, o mais abundante em alguns solos, enquanto, em outros, é o Al^{3+}. Alguns micronutrientes estão, também, sujeitos ao mesmo processo, embora em quantidades muito pequenas, se comparadas aos cátions referidos anteriormente. Os íons adsorvidos às partículas coloidais[4] podem ser deslocados e substituídos, estequiometricamente, por outros íons de mesmo tipo de carga, dando-se uma troca iônica.

Como as cargas da fase sólida se manifestam na superfície das partículas coloidais do solo, há estreita relação entre o fenômeno de troca e a área superficial dessas partículas. Essa área é a superfície específica do solo, expressa em $m^2\ g^{-1}$ (Quadro 2). Assim, o fenômeno de troca iônica do solo, que é basicamente a expressão de suas propriedades físico-químicas, depende de sua superfície específica e da densidade de cargas elétricas que se manifestam nesta superfície.

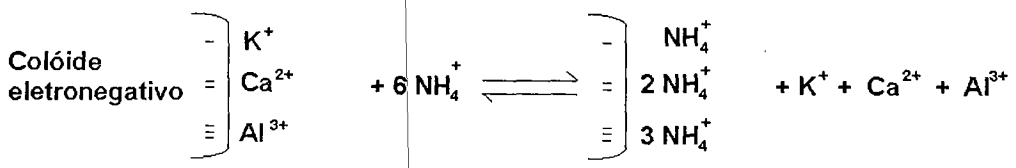
Na solução do solo, que envolve as partículas coloidais, os íons estão se deslocando constantemente, à semelhança de abelhas de uma colméia. A maioria das abelhas permanece na colméia, mas se distanciam de tempo em tempo para depois retornar (FNIE, 1974). Os íons em movimento representam os elementos em estado trocável ou disponível.

Esquematicamente, o fenômeno de adsorção e troca iônica pode ser representado pela equações:

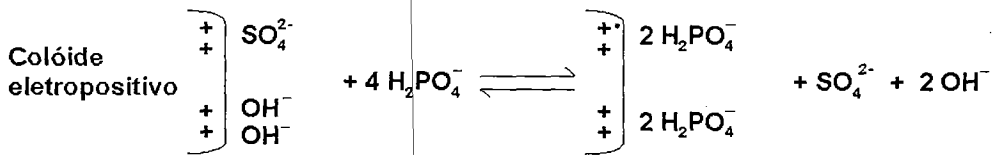
---

[4] Partículas com dimensões maiores do que as coloidais também podem apresentar cargas elétricas, porém em número limitado em razão das suas pequenas superfícies específicas.

(a) Troca Catiônica



(b) Troca Aniônica



Capacidade de Troca Catiônica

Se uma solução salina é colocada em contato com certa quantidade de solo, verificar-se-á a troca entre os cátions contidos na solução e os da fase sólida do solo. Esta reação de troca se dá com rapidez, em proporções estequiométricas e é reversível. Por métodos analíticos, a quantidade de cátion que passou a neutralizar as cargas negativas do solo pode ser determinada. O resultado indica a quantidade de cargas negativas expressadas pela capacidade de troca catiônica do solo (CTC).

Na determinação da CTC do solo é importante considerar o pH em que a troca catiônica se verifica. Isto porque, além das cargas negativas de caráter eletrovalente, existem também cargas de caráter covalente. Estas se manifestam, ou não, de acordo com o pH do meio. Assim, parte das cargas negativas do solo (eletrovalente) é permanente, enquanto outra parte (covalente) é dependente do pH. A um dado pH, parte das cargas dependentes estará bloqueada por H: (ligações covalentes). Desta forma, a CTC do solo nesse pH será dada pelas cargas permanentes mais aquelas dependentes de pH, porém livres do hidrogênio covalente, constituindo a CTC efetiva do solo, a esse valor de pH. E, quando se aumenta o pH do sistema, mais íons H^+ ligados a cargas dependentes do pH são neutralizados, resultando em conseqüente aumento da CTC efetiva do solo.

Dentre os cátions que neutralizam as cargas negativas da CTC efetiva do solo, incluem-se, principalmente, as bases (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Na^+ e NH_4^+), o Al^{3+} e, também, cátions H^+ ligados a cargas negativas da CTC de caráter mais eletrovalente (tipo ácido forte). Ao conjunto dos cátions que estão ocupando a CTC do solo, saturando-a, juntamente com as cargas negativas dos colóides denomina-se complexo sortivo (ou de troca) do solo.

Quando se usa uma solução salina não tamponada, como KCl 1 mol L^{-1} ou $CaCl_2$ 0,5 mol L^{-1}, para a determinação da CTC do solo, o valor obtido corresponderá à CTC efetiva. Por outro lado, se a solução salina for tamponada a um definido pH, o valor obtido corresponderá à CTC total do solo naquele pH, englobando a CTC permanente e a CTC dependente do pH. Para determinar a CTC a pH 7,0, usa-se uma solução tamponada de acetato de cálcio 0,5 mol L^{-1}, ou de acetato de amônio 1 mol L^{-1}, pH 7,0 (Figura 7).

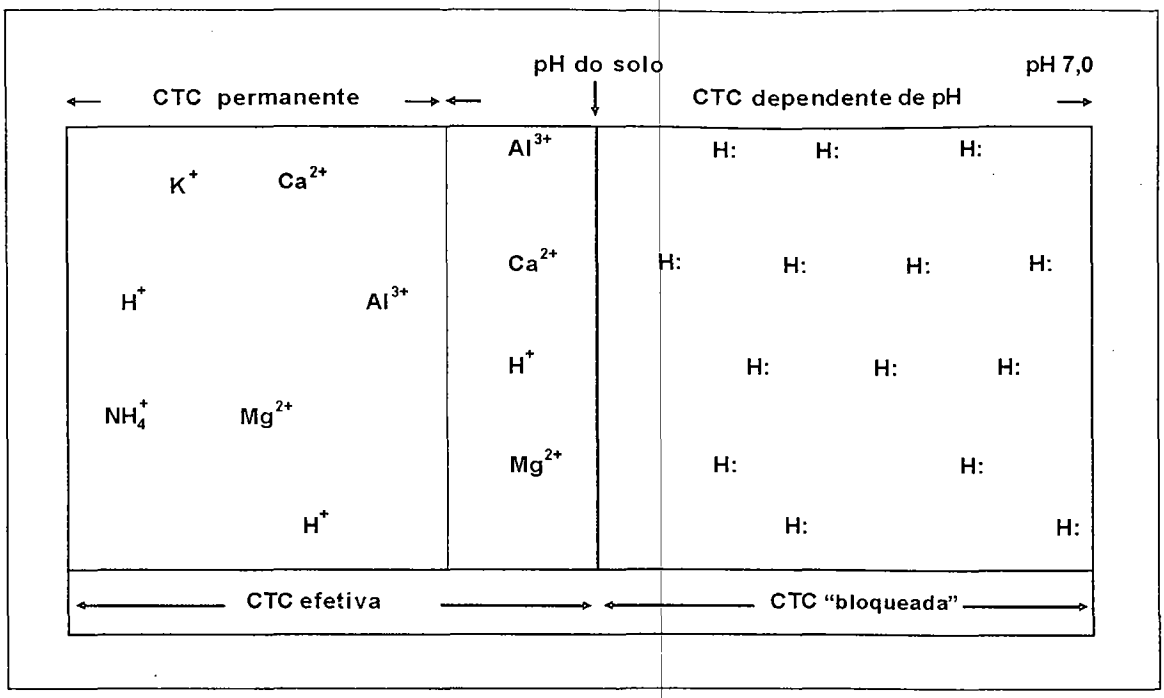


Figura 7. Representação esquemática dos componentes da CTC de um solo.

Alguns princípios básicos caracterizam a CTC.

a) O fenômeno de troca é reversível. Os cátions adsorvidos podem ser deslocados por outros, e, assim, sucessivamente.

b) O fenômeno de troca é uma reação estequiométrica, isto é, obedece à lei dos equivalentes químicos: um mol_c de um cátion é trocado (substituído) por um mol_c de outro cátion.

c) É um processo rápido. Na determinação da CTC, o tempo de agitação do solo e solução varia de 5 a 15 min.

Muitas condições do solo têm influência sobre a CTC, dentre as quais: pH, características dos cátions trocáveis, como valência e raio hidratado, concentração da solução e natureza da fase sólida.

O efeito do pH se verifica, principalmente, sobre as cargas dependentes de pH, como já se discutiu.

A natureza dos cátions trocáveis afeta a preferencialidade de troca no solo, de acordo com a densidade de carga dos cátions, isto é, Z/r, em que Z é a carga do íon e r é o raio do íon hidratado. Os cátions que têm maior densidade de carga são mais retidos nas cargas negativas do solo. Por isso, os cátions polivalentes são geralmente mais fortemente retidos no solo. A seqüência de preferencialidade de troca de cátions para uma mesma concentração foi estabelecida por Hofmeister, sendo conhecida como seqüência de Hofmeister (Mengel & Kirkby, 1982), ou série liotrópica (Russel & Russel,1973). Esta seqüência é a seguinte:

$$Li^+ < Na^+ < K^+ < Rb^+ < Cs^+ < Mg^{2+} < Ca^{2+} < Sr^{2+} < Ba^{2+}$$

A diferença na preferencialidade de troca entre cátions da mesma carga se deve à diferença entre os raios iônicos hidratados (espessura da camada de hidratação do íon), que faz com que o Cs^+ seja mais fortemente retido, em forma eletrostática, que o Li^+. O Cs^+ apresenta maior massa atômica e menor espessura da sua camada de hidratação em relação ao Li^+). A diferença entre mono e bivalentes deve-se à Lei de Coulomb, que diz que a atração entre cargas é diretamente proporcional ao número de cargas e inversamente proporcional ao quadrado da distância que as separa.

O Al^{3+}, sendo trivalente, é mais fortemente retido que os divalentes. O H^+, em razão de suas propriedades específicas, com ligações preferenciais covalentes, não se comporta como monovalente, quanto à preferencialidade de troca. Seu papel depende, também, da natureza do material trocador.

A concentração dos cátions na solução do solo afeta a preferencialidade de troca, interagindo com a carga dos cátions envolvidos. Assim, à medida que dilui a solução, mantendo constantes as concentrações dos cátions presentes, verifica-se um aumento na preferência de troca dos cátions de menor valência, como o Na^+, pelos de maior valência. Em razão disso, em solos de regiões úmidas, as bases vão sendo lixiviadas e o cátion que acaba predominando no complexo é o Al^{3+}; por outro lado, em solos de regiões áridas e semi-áridas, a tendência é de acúmulo de cátions monovalentes, principalmente o Na^+. A "lei da raiz quadrada", de Schofield, descreve matematicamente essas relações (Wutke & Camargo, 1975).

A natureza do material trocador influi, principalmente, na densidade de cargas negativas responsáveis pela CTC do solo, que pode ser expressa em $cmol_c\ kg^{-1}$ (Quadro 3).

Em solos de regiões tropicais, como na maior parte do território brasileiro, a matéria orgânica apresenta, geralmente, maior participação no valor da CTC total (Quadro 4).

Além, disso, em função do arranjo estrutural do material trocador e de sua interação com os cátions, pode haver alguma especificidade nas regiões de troca. Por exemplo, os minerais de argila do tipo 2:1 retêm, preferencialmente, o K^+ e o NH_4^+, enquanto, na matéria orgânica, o Ca^{2+} é o cátion normalmente mais retido, depois do H^+.

Quadro 3. Capacidade de troca catiônica, a pH 7,0, de alguns constituintes do solo

Material	CTC
	$cmol_c\ kg^{-1}$
Matéria orgânica	150–400[1]
Vermiculita	100–150
Montmorilonita	80–120
Ilita	20– 50
Clorita	10– 40
Haloisita.$4H_2O$	40– 50
Haloisita.$2H_2O$	5– 10
Caulinita	3– 15
Óxidos de Fe e Al	4– 10

[1] Valores bastante variáveis em razão da qualidade da MO, mas, em geral, bastante elevados.
Fonte: Wutke & Camargo (1975). Fassbender (1978).

Quadro 4. Contribuição da matéria orgânica do solo (MOS) para a CTC a pH 7,0 de amostras de camadas superficial e profunda de solos de São Paulo

Classe de solo	Profundidade	Argila	Teor de MOS	CTC		
				Total	MOS	
					Total	Relativo[1]
	cm	g kg^{-1}		cmol$_c$ kg^{-1}		%
PVIs	0-6	50	7,8	3,2	2,2	69
	115-150	170	2,8	3,5	0,2	6
Pml	0-15	60	6,0	3,3	2,1	64
	75-100	270	3,6	5,0	0,9	18
Pln	0-14	120	5,2	10,0	8,2	82
	47-100	240	3,3	3,6	1,2	33
Pc	0-16	190	4,0	7,4	6,0	81
	45-74	530	8,5	5,5	2,0	36
PV	0-12	130	4,0	3,7	2,7	73
	59-110	560	5,2	4,0	1,5	33
TE	0-15	640	45,1	24,4	15,0	62
	55-130	710	3,6	7,8	1,3	17
LR	0-18	590	45,1	28,9	16,1	56
	58-82	580	15,2	14,8	5,9	40
LEa	0-17	240	12,1	3,9	2,9	74
	74-114	310	5,9	3,2	1,9	59

[1] Relativo à CTC total (pH 7,0).
Fonte: Raij (1969).

Dupla Camada Difusa

A dupla camada difusa (DCD), baseada na teoria de Gouy & Chapman, é um modelo de distribuição dos íons na solução, a partir da superfície de um colóide (partícula eletricamente carregada). No caso do solo, os colóides são os componentes da fração argila e da matéria orgânica. Esse modelo é descrito matematicamente pela equação (Mitchell, 1976) simplificada:

$$L = \frac{K}{Z}\sqrt{\frac{\varepsilon o D}{n_o}}$$

em que L é a espessura da DCD (m); K é a constante que inclui a temperatura (T = 298,18 K), a constante de Boltzmann ($k = 1{,}3805 \times 10^{-23}$ J K^{-1}) e a carga elétrica unitária ($e = 1{,}602 \times 10^{-19}$C). Assim, $K = (k\,T/8\,e^2)^{1/2} = 1{,}416 \times 10^8$ J$^{1/2}$ C^{-1}; Z é a valência do íon; εo capacitância no vácuo = $8{,}854239 \times 10^{-12}$ C^2 J^{-1} m^{-1}; D é a constante dielétrica ou a permissividade relativa do solvente - para água, a 25 °C = 78,54 - (C^2 J^{-1} m^{-1}/C^2 J^{-1} m^{-1}); n_o é a concentração do íon (íons m^{-3} = mol L^{-1} x 6,02 x 10^{23} x 10^3). A relação das unidades envolvidas: (J$^{1/2}$ C^{-1}) (C^2 J^{-1} m^{-1} m^3)$^{1/2}$ = (J$^{1/2}$ C^{-1}) (C J$^{-1/2}$ m) = m confirma a unidade da espessura da DCD (L).

Portanto, observa-se que a espessura da DCD é inversamente proporcional à valência e à raiz quadrada da concentração do íon, e diretamente proporcional à raiz quadrada da constante dielétrica do meio (Figura 8).

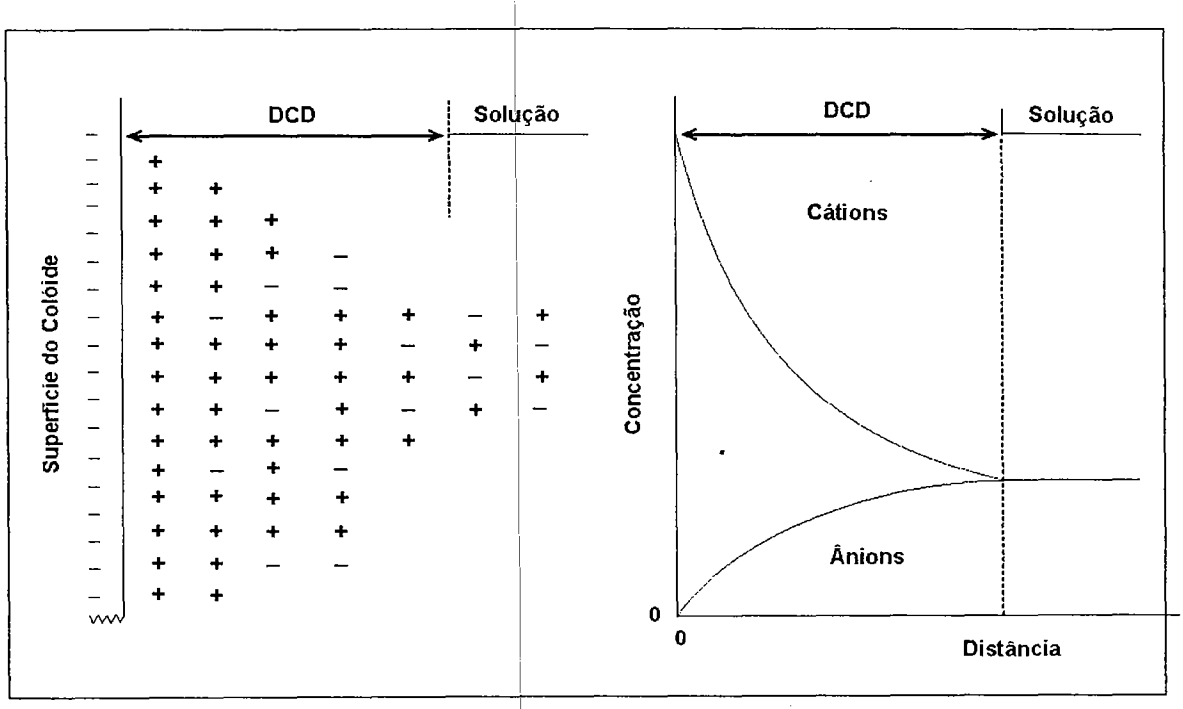


Figura 8. Distribuição de íons a partir da superfície de colóide eletronegativo, de acordo com o conceito de dupla camada difusa (DCD).
Fonte: Mitchell (1976).

Por exemplo, DCD para concentração de 1 mmol L^{-1} de K^+ na solução do solo (solução em água):

Operando com os valores $L = \frac{1{,}416 \times 10^8}{1} \sqrt{\frac{78{,}54 \times 8{,}854239 \times 10^{-12}}{10^{-3} \times 6{,}02 \times 10^{23} \times 10^3}}$

$$= 1{,}416 \times 10^8 \sqrt{115{,}5169 \times 10^{-35}}$$

$$= 1{,}416 \times 10^8 \sqrt{11{,}5519 \times 10^{-34}}$$

$$= 1{,}416 \times 10^8 \times 3{,}3987782 \times 10^{-17}$$

$$= 4{,}81267 \times 10^{-9}$$

Operando com as unidades

$$L = J^{1/2}\, C^{-1} \sqrt{\frac{C^2\, J^{-1}\, m^{-1}}{\frac{1}{m^3}}}$$

$$= J^{1/2}\, C^{-1} \sqrt{C^2\, J^{-1}\, m^{-1}\, m^3}$$

$$= J^{1/2}\, C^{-1}\, C\, J^{-1/2}\, m$$

$$= m$$

Assim:

$$L = 4{,}81267 \times 10^{-9}\ m$$

$$L = 4{,}813\ nm$$

Os solventes água, álcool etílico, acetona, tetracloreto de carbono e ar, a 25 °C, têm as seguintes constantes dielétricas ($D = \varepsilon_x/\varepsilon_0$): 78,5[5]; 24,3; 20,7; 2,2, e 1, respectivamente. Para provocar a compressão da DCD, podem ser usados solventes em seqüência, em ordem decrescente de suas constantes dielétricas.

Características da CTC do Solo

Dada a importância da CTC no solo, as características relacionadas com esta propriedade são constantemente determinadas e utilizadas em interpretações e em cálculos de necessidades de corretivos e de fertilizantes. Essas características são a própria CTC, também representada por T, para a CTC a pH 7, e por t para CTC efetiva, no pH do solo; a soma de bases (SB); o índice de saturação por bases (V); a acidez trocável (Al^{3+}), a acidez potencial (H + Al) e a saturação por Al (m). Esses valores, à exceção da saturação por Al, são conhecidos como valores de Hissink.

Uma idéia da amplitude de variação destas características relacionadas com a CTC do solo, bem como a sua divisão em classes, de acordo com a magnitude das mesmas, é dada no quadro 5. Deve-se salientar que esta classificação é válida para solos de regiões tropicais, como os do Estado de Minas Gerais.

a) CTC efetiva (t) e Potencial a pH 7,0 (T)

A capacidade de troca catiônica trata da determinação em certo pH tamponado, geralmente a pH 7,0, ou a pH 8,2 (para solos alcalinos e salinos). No Brasil, tem sido

Quadro 5. Características e classes de acordo com suas magnitudes, relacionadas com a CTC de solos do Estado de Minas Gerais

Característica	Classe				
	Muito Baixa	Baixa	Média	Alta	Muito Alta
SB $cmol_c\ dm^{-3}$	≤ 0,60	0,61–1,80	1,81– 3,60	3,61– 6,00	> 6,00
Al^{3+} $cmol_c\ dm^{-3}$	≤ 0,20	0,21–0,50	0,51– 1,00	1,01– 2,00	> 2,00
$CTC_{efetiva}$ (t) $cmol_c\ dm^{-3}$	≤ 0,80	0,81–2,30	2,31– 4,60	4,61– 8,00	> 8,00
H + Al $cmol_c\ dm^{-3}$	≤ 1,00	1,01–2,50	2,51– 5,00	5,01– 9,00	> 9,00
$CTC_{pH\ 7,0}$ (T) $cmol_c\ dm^{-3}$	≤ 1,60	1,61–4,30	4,31– 8,60	8,61–15,00	> 15,00
V %	≤ 20,0	20,1–40,0	4,01–60,0	60,1– 80,0	> 80,0
m %	≤ 15,0	15,1–30,0	30,1– 50,0	50,1– 75,0	> 75,0

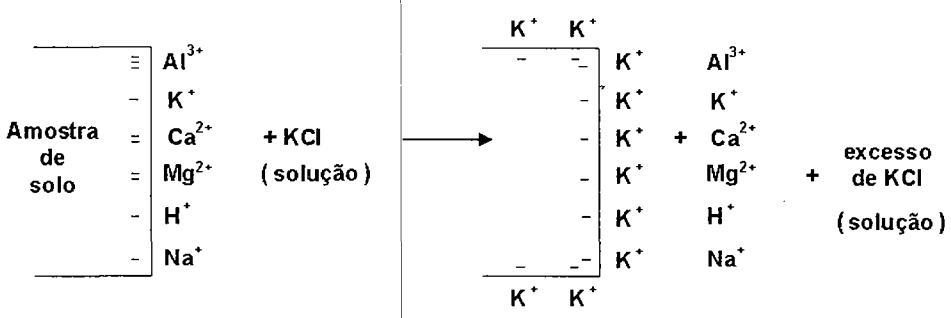
Fonte: Alvarez V. et al. (1999).

[5] $\varepsilon_{H_2O} = 695{,}411931 \times 10^{-12}\ C^2\ J^{-1}\ m^{-1}$.

mais usado o valor T a pH 7,0 que é calculado somando-se as bases e a acidez potencial [SB + (H + Al)]. Além dessas duas expressões, pode-se ainda citar o valor t ao pH do solo (CTC efetiva), que é calculado somando-se as bases com a acidez trocável (SB + Al^{3+}).

Os princípios básicos do fenômeno de troca são usados no processo de determinação da CTC de um solo ou de um material qualquer:

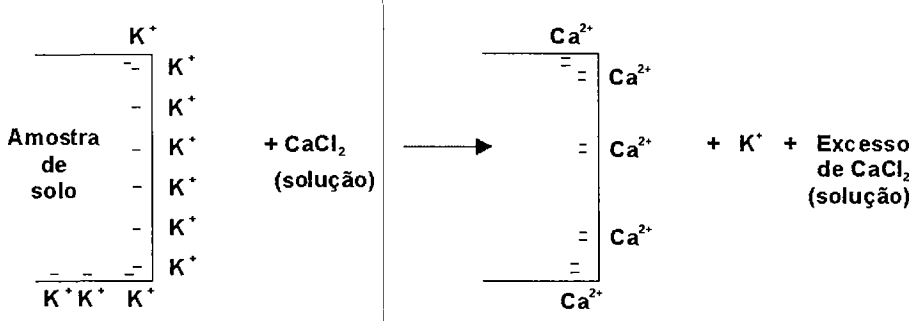
1) Agita-se uma amostra de solo, de peso ou volume[6] conhecidos, com uma solução de KCl 1 mol L^{-1}:



2) Os cátions deslocados, bem como o excesso de KCl em solução, são filtrados.

No filtrado, podem ser determinadas as bases Na^+, Ca^{2+} e Mg^{2+}, que, adicionadas ao K^+, determinado em outra extração, dão a soma de bases (SB). Também nesse filtrado determina-se Al^{3+}. Outra alternativa é filtrar e lavar o excesso de KCl e a seguir:

3) Agita-se a amostra recuperada do filtro agora com uma solução, que contenha outro cátion, $CaCl_2$ 0,5 mol L^{-1}, por exemplo:



4) Filtra-se a suspensão e analisa-se, quantitativamente, o K^+ em solução, deslocado pelo Ca^{2+}. A quantidade de K^+ analisada, em $cmol_c$ kg^{-1} de amostra do solo (quando a medida foi em peso) ou $cmol_c$ dm^{-3} (quando a media foi em volume), corresponde à sua CTC.

Para separar as contribuições de CTC permanente e CTC dependente de pH, utilizam-se soluções extratoras (caso do KCl 1 mol L^{-1} no primeiro passo), em diferentes valores de pH. Historicamente, foi Schofield (1949) quem verificou que a CTC de uma argila

---

[6] Utiliza-se, atualmente, nas redes de laboratórios de análises de fertilidade de solos do País, de preferência, volume de solo, para uniformizar a forma de medir o solo no campo, tendo-se, como base, um hectare = 2.000.000 dm^3.

caulinítica eleva-se de 4 para 10 $cmol_c\ kg^{-1}$ com a elevação do pH da solução extratora de 6,0 para 7,0. O acréscimo no valor da CTC com a elevação do valor do pH foi denominado CTC dependente de pH (CTC pH-dependente).

No pH da solução extratora correspondente ao do solo, tem-se a CTC efetiva, que é a CTC permanente mais parte da CTC pH-dependente que se manifesta até o pH do solo. Os dados do quadro 6 mostram que, em todos os três solos, a contribuição da CTC pH-dependente até pH 7 ou até pH 8 foi bastante significativa, principalmente no primeiro e último solo, considerando o maior conteúdo de matéria orgânica, material que apresenta CTC tipicamente dependente de pH.

Quadro 6. Valores de CTC de três solos (horizonte A_1), em três valores diferentes de pH da solução extratora e conteúdo de matéria orgânica dos solos

Solo	pH de determinação da CTC			Matéria orgânica
	pH Solo	pH 7,0	pH 8,0	
	$cmol_c\ kg^{-1}$			$g\ kg^{-1}$
Argissolo Vermelho-Amarelo	4,41	8,32	11,44	52,4
Latossolo Vermelho-Escuro textura média	1,58	3,14	4,22	13,9
Latossolo Vermelho-Escuro textura argilosa	1,41	5,62	8,96	35,3

Fonte: Hara (1974).

b) Soma de bases (SB)

A soma de bases (SB) é calculada somando-se os teores de Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+ e, quando disponíveis, Na^+ e NH_4^+ trocáveis. Nos solos ácidos de regiões tropicais, como os do Estado de Minas Gerais, os cátions trocáveis Na^+ e NH_4^+ geralmente têm magnitude desprezível.

c) Saturação por bases (V)

A participação das bases no complexo sortivo do solo, expressa em percentagem, é conhecida como saturação por bases (V).

$$V = \frac{SB}{T} .100$$

Para este cálculo, usa-se a CTC a pH 7,0 (valor T).

d) Acidez trocável

A acidez trocável é representada pelo Al^{3+} e, com menor participação, por outros cátions de hidrólise ácida, como Mn^{2+}, Fe^{2+} e Fe^{3+} mais o H^+ que faz parte da CTC efetiva. Como, em geral, a participação do H^+ é pequena em relação à acidez trocável (Al^{3+} predominantemente), este valor é também chamado de Al trocável. Os cátions de caráter ácido, omo o Al^{3+}, são considerados como acidez trocável porque, em solução, por hidrólise, geram acidez, de acordo com as seguintes equações simplificadas:

$$Al^{3+} + 3H_2O \rightleftharpoons Al[OH]_3 \downarrow + 3H^+$$

$$Fe^{3+} + 3H_2O \rightleftharpoons Fe[OH]_3 \downarrow + 3H^+$$

e) Acidez potencial

A determinação da acidez potencial (a pH 7,0) é feita, usando-se, como extrator, uma solução tamponada de acetato de cálcio 0,5 mol L^{-1}, pH 7,0. Esta acidez inclui H + Al (H^+ trocável, H de ligações covalentes que é dissociado com a elevação do pH, predominante, de modo geral, da matéria orgânica, Al^{3+} trocável e outras formas de Al – aquelas parcialmente hidrolisadas como $AlOH^{2+}$ e $Al(OH)_2^+$). A maior parte do H provém das cargas negativas dependentes do pH. Esta fração é chamada acidez dependente do pH. A participação do H em geral é maior do que das formas trocáveis do Al. Uma outra denominação usada para a acidez potencial é acidez titulável (Wutke & Camargo, 1972), certamente inadequada.

f) Saturação por alumínio (m)

A saturação por Al, representada por m, é calculada pela expressão:

$$m = \frac{Al^{3+}}{CTC_{efetiva}} .100$$

Observa-se que m é a percentagem de Al trocável (Al^{3+}) na CTC efetiva (valor t) do solo.

Informações sobre os valores de T, SB e V de um solo podem indicar o tipo de mineral presente na fração argila e possíveis problemas na sua utilização, bem como sobre o procedimento adequado a ser tomado para otimizar sua utilização (Quadro 7).

O solo A, com valor baixo de T, deve ter sua fração argila constituída de caulinita e óxido de Fe e de Al, argilas pouco ativas, se o teor de argila do solo não for muito baixo (solo arenoso). Outro aspecto provável é a existência de baixo teor de matéria orgânica neste solo. A adição de matéria orgânica a este solo para aumentar, pelo menos temporariamente, seu valor T, poderia ser recomendada. O valor de V é médio, e a percentagem de saturação por Al^{3+} (m) é baixa, em razão dos baixos valores de Al^{3+} (Quadro 7).

Quadro 7. Valores de pH, Al^{3+}, SB, t, H + Al, T, V e m de amostras três solos

Solo	pH_{H_2O}	Al^{3+}	SB	t	(H + Al)	T	V	m
		cmol$_c$ kg^{-1}					%	
A	5,6	0,1	1,9	2,0	1,4	3,3	58	5
B	4,5	1,7	1,0	2,7	5,0	6,0	17	63
C	6,5	0,0	10,0	10,0	1,0	11,0	91	0

O solo B, muito ácido, tem baixo V; logo, alta participação da acidez potencial (H + Al) no complexo de troca, podendo apresentar alta percentagem de saturação por Al (m). Para uso agrícola, deverá ter o seu pH elevado por meio de calagem, o que irá causar aumento dos valores de SB e V, aumentando, conseqüentemente, o seu pH e diminuindo o valor de Al^{3+} e de m. Os valores de T e SB indicam que o material constituinte da fração coloidal é mais ativo, provavelmente com teor de matéria orgânica mais elevado neste solo, embora apresente poucas bases no seu complexo de troca.

O solo C apresenta-se em boas condições quanto ao seu complexo de troca e características com ele relacionadas.

No quadro 8, para ilustração, são apresentadas as medianas de algumas das características discutidas, obtidas a partir de análises de 518 amostras de solos sob vegetação de cerrado (Lopes, 1975).

Quadro 8. Medianas dos valores de pH, SB, Al^{3+}, CTC efetiva, m e matéria orgânica de 518 amostras de solos sob cerrado do Brasil Central

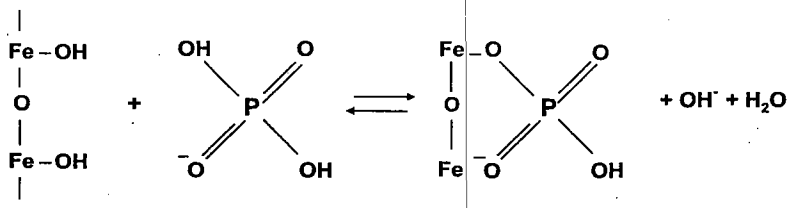
	pH_{H_2O}	SB	Al^{3+}	$CTC_{efetiva}$[1]	m	Matéria orgânica
		cmol$_c$ dm^{-3}			%	g kg^{-1}
Mediana	5,0	0,42	0,56	1,1	59	22

[1] No pH do solo (extrator KCl 1 mol L^{-1}).
Fonte: Lopes (1975).

Capacidade de Troca Aniônica

A capacidade de troca aniônica é definida como o poder do solo de reter ânions na fase sólida, numa forma trocável com outros ânions da solução. Entretanto, a manifestação desta propriedade não é tão característica quanto a troca catiônica, isto é, não são atendidas tão perfeitamente as condições de rapidez, reversibilidade e estequiometria. Por esta razão, a troca aniônica é mais freqüente e convenientemente denominada adsorção aniônica, sugerindo um processo mais complexo do que a simples troca.

Um aspecto particular do comportamento de certos ânions no solo é a adsorção específica. Por este processo os ânions são retidos pela fase sólida, por meio de ligações fortes (covalentes), passando a fazer parte da estrutura da micela, em sua superfície. Este tipo de adsorção é de baixa reversibilidade e é bem conhecido para o P, sendo o principal responsável pela fixação de P no solo, principalmente nos solos ricos em óxidos e hidróxidos de Fe e Al. Uma reação desta natureza é aqui apresentada de forma simplificada (Mengel & Kirkby, 1982):



O ânion que pode deslocar o P da fase sólida do solo com maior eficiência é o silicato ($H_3SiO_4^-$). Em segundo lugar, vem o sulfato (SO_4^{2-}). O nitrato e o cloreto não têm, praticamente, poder de substituir o fosfato. Pode-se dizer que a retenção de nitrato e cloreto no solo se dá por adsorção não-específica, que tem caráter reversível.

Da mesma forma que a CTC, a capacidade de adsorção de ânions dos solos também pode ser determinada em laboratório. Para tanto utilizam-se, usualmente, curvas de adsorção conhecidas como "isotermas de adsorção". Uma das mais utilizadas para ânions do solo, de interesse na nutrição das plantas, é a isoterma de Langmuir, a qual permite determinar a capacidade máxima de adsorção do ânion em estudo, como, por exemplo a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) e de sulfato (CMAS) (veja capítulos VIII e X).

Essas isotermas são obtidas adicionando-se soluções com concentrações crescentes do ânion a um volume de solo conhecido. Após o equilíbrio, determinam-se as quantidades de ânion que ficaram retidas na amostra do solo. Vale salientar que a técnica não permite distinguir a quantidade adsorvida daquela que é retirada da solução por reações de precipitação. Portanto, a capacidade máxima de adsorção deve-se, na realidade, a fenômenos de adsorção e de precipitação do ânion em estudo.

A capacidade máxima de adsorção de ânions varia com as características do solo, notadamente seu teor e tipo de argila, podendo atingir valores bastantes elevados para solos muito intemperizados com altos teores de argila. Bahia Filho (1982) obteve valores de CMAP variando de 0,22 a 1,26 mg g^{-1} de P para Latossolos do Planalto Central do Brasil. Estes valores correspondem a uma retenção de, aproximadamente, 1.000 a 6.000 kg ha^{-1} de P_2O_5 na camada arável.

Resultados obtidos por Dias (1992) ilustram o efeito do teor e tipo de argila na CMAP e CMAS de amostras de Latossolos (Quadro 9). Verifica-se que o solo MS, com menor teor de argila, apresenta valores de CMAP e CMAS menores em relação aos demais solos, mais argilosos. A comparação entre os solos PT (mais argiloso) e PC evidencia a importância do tipo de argila na capacidade máxima de adsorção, visto que o solo PC, apesar de conter menor teor de argila, apresenta maior capacidade de adsorção em relação ao solo PT.

Quadro 9. Teores de argila e capacidade máxima de adsorção de fosfato (CMAP) e de sulfato (CMAS) em amostras de três Latossolos brasileiros

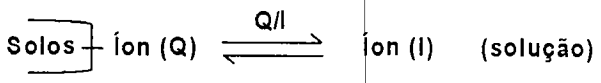
Características	Solo[1]		
	MS	PT	PC
Argila (g kg^{-1})	140	590	350
CMAP (mg cm^{-3} P)	0,330	0,940	1,640
CMAS (mg cm^{-3} S)	0,005	0,130	0,220

[1] MS = Latossolo de Monte Santo; PT = Latossolo de Patrocínio; PC = Latossolo de Paracatu.
Fonte: Dias (1992).

As cargas positivas do solo, responsáveis pela adsorção aniônica, são, normalmente, dependentes do pH do meio. Diminuindo o pH, aumentam as cargas positivas do solo e a adsorção aniônica aumenta.

Fatores Intensidade, Quantidade e Capacidade Tampão

As plantas absorvem os nutrientes, na forma de íons, da solução do solo. Por sua vez, na fase sólida é que está a reserva desses íons. Estes são repostos para a solução quando sua concentração é diminuída, decorrente da absorção pelas plantas ou de alguma perda (veja capítulo VIII).



É importante, portanto, conhecer o teor de nutrientes em solução, a reserva desse teor na fase sólida e o poder de reposição para a solução, pela reserva da fase sólida. Estas três grandezas, inte-relacionadas, determinam a disponibilidade do nutriente e são denominadas:

Fator quantidade (Q): é a reserva do íon disponível na fase sólida do solo, trocável como o Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+} ou lábil como para P, mas em equilíbrio com sua concentração na solução.

Fator Intensidade (I): é a concentração, ou, mais precisamente, a atividade do íon na solução do solo.

Fator capacidade ou poder tampão: é a relação entre os fatores quantidade e intensidade, dada faixa de concentração (atividade) considerada ($\Delta Q/\Delta I$) (Figura 9).

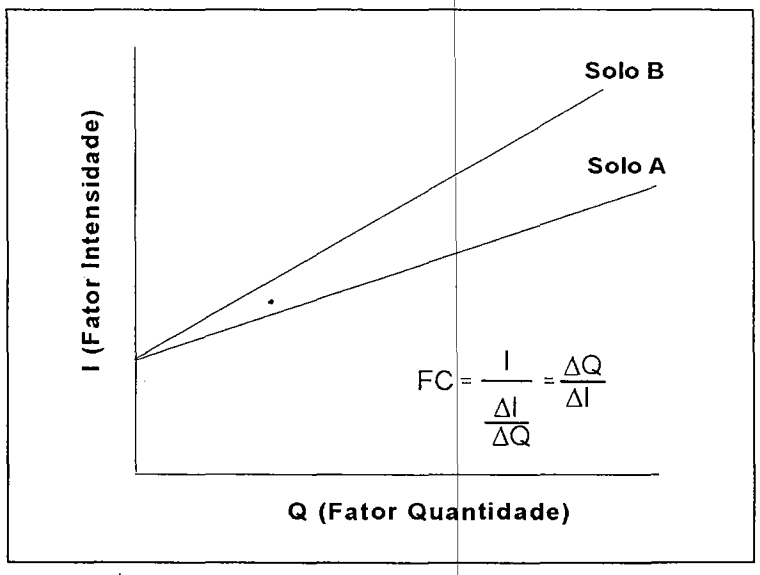


Figura 9. Relação entre os fatores quantidade (Q), intensidade (I) e capacidade ou poder tampão (FC) de um nutriente no solo.

Observa-se que o solo A tem maior FC ou é mais tamponado que o solo B ($\Delta Q/\Delta I$ do solo A > $\Delta Q/\Delta I$ do solo B). Na prática, pode-se dizer que, para a mesma dose de P (Q), por exemplo, aplicada nos dois solos, o aumento da concentração de P em solução (I) será maior no solo B do que no A.

Uma possibilidade para justificar isto seria o solo B ser mais argiloso que o solo A, mantendo-se a mesma qualidade de argila (atividade) para ambos os solos.

Outra maneira de representar a inter-relação entre os fatores I, Q e Q/I é por meio de um sistema de vasos comunicantes (Figura 10).

Verifica-se, nessa representação, que a quantidade trocável ou lábil (adsorvido), do elemento E está em equilíbrio com a quantidade em solução deste elemento. A tubulação que liga esses dois compartimentos representa I/Q, ou o inverso FC; logo, quanto maior o diâmetro da tubulação, menor o FC para o elemento (caso do solo arenoso) em relação a um menor diâmetro (solo argiloso, como comparação). A quantidade total de nutriente no solo disponível à planta é igual a Q + I. Como o valor de I é muito menor que o de Q, nas determinações de Ca trocável ou de P-lábil de um solo, que representam medidas de Q, a contribuição de I pelo seu valor muito pequeno, não altera para fins práticos o valor de Q.

A quantidade máxima que pode atingir Q do elemento, em dado solo, é dada pela CTC desse solo, para elementos trocáveis com ligação eletrostática, como para Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+} e pela capacidade máxima de adsorção do elemento (CMAE) por esse solo, para elementos lábeis, com ligações covalentes, como o P e Zn, dentre outros.

O equilíbrio entre Q e I indica que, quando o solo tiver seu valor máximo de Q de um elemento, ele terá também seu valor máximo de I; logo para Q igual a zero, I também será igual a zero. O cultivo sucessivo de dois solos Norte Americanos (Quadro 10) de modo a causar-lhes a exaustão do P originalmente existente indica uma concentração de P em

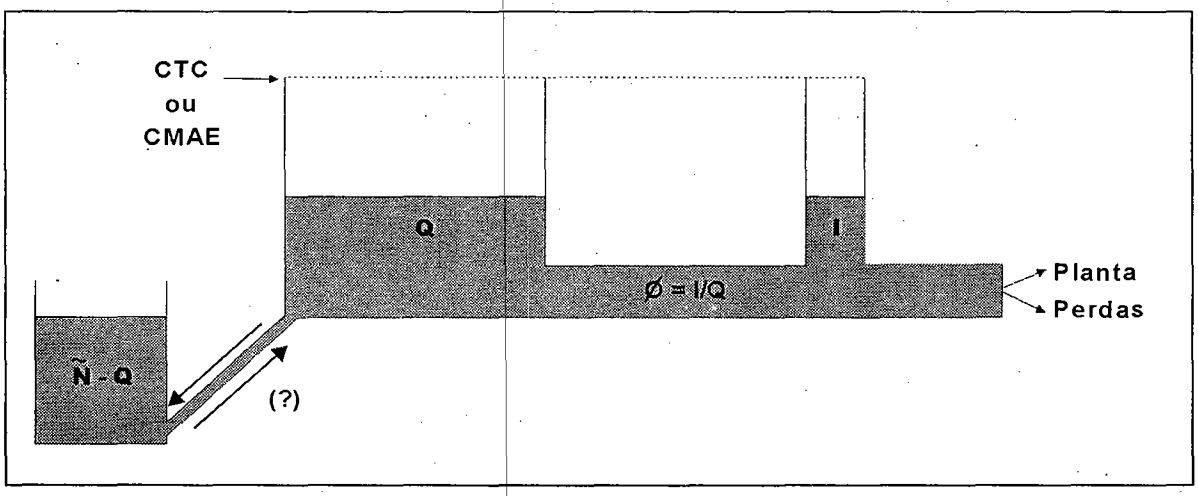


Figura 10. Inter-relações entre os fatores quantidade (Q), intensidade (I) e capacidade ou poder tampão (CF) de nutrientes no solo, numa representação segundo vasos comunicantes. CTC = capacidade de troca catiônica; CMAE = capacidade máxima de adsorção do elemento E e Ñ-Q = não-lábil ou não-trocável.

solução (I) decrescente com os cultivos, como também mostram os valores de P pelo Mehlich-1 (aproximação de Q). Observam-se valores iniciais mais altos de I e de Q no solo com 6,4 % de argila (Norfolk) que naquele com 42,4 % de argila (Georgeville) e com quedas mais rápidas de ambos os fatores no solo menos tamponado, com menor FC, Norfolk, dado seu menor teor de argila.

Quadro 10. Alterações nos valores de fósforo em solução e pelo extrator Mehlich-1, em amostras de dois solos, um com 42,4 % (Georgeville) e outro com 6,4 % de argila (Norfolk) submetidos a cultivos sucessivos

Cultivo	Georgeville		Norfolk	
	$CaCl_2$ (I)	Mehlich-1 (Q)	$CaCl_2$ (I)	Mehlich-1 (Q)
	mg L^{-1}	mg dm^{-3}	mg L^{-1}	mg dm^{-3}
Inicial	0,14	15,0	1,60	165,4
1º Cultivo	0,12	13,5	1,33	153,5
2º Cultivo	0,11	11,9	1,25	133,9
3º Cultivo	0,11	10,4	0,69	111,5
4º Cultivo	0,10	9,2	0,59	108,1
5º Cultivo	0,09	8,1	0,67	81,7
6º Cultivo	0,07	7,0	0,49	69,0
7º Cultivo	0,07	6,1	0,37	59,4
9º Cultivo	0,08	5,4	0,31	55,8
Média	0,10	9,6	0,81	104,6

Fonte: Novais (1977).

O diâmetro da tubulação (Figura 9) será muito maior para elementos adsorvidos por troca iônica que para aqueles adsorvidos por covalência. O "transporte" indica que, para uma planta absorver um nutriente, não basta que o solo seja capaz de cedê-lo; é necessário que o nutriente seja transportado desde a solução, próximo às partículas sólidas do solo, até à solução junto à raiz.

Fator Intensidade

a) Solução do Solo

Os processos físicos, químicos e biológicos do solo são altamente dependentes de sua fase líquida aquosa. Na ausência de água não há vida e, portanto, não há solo, mas fragmentos ou resíduos produzidos pelo intemperismo físico de rochas e minerais. Esse deve ser o material encontrado em Marte, assumindo, de fato, a inexistência de água, ou mesmo em regiões continuamente congeladas da Antártica, onde a água, predominantemente na fase sólida, permite apenas a formação incipiente de solo.

Os nutrientes na solução do solo poderão ter suas concentrações diminuídas pela absorção pelas plantas que podem também exsudar nutrientes minerais e compostos orgânicos para a solução do solo, enriquecendo-a (Figura 11). A lixiviação de K mesmo da planta viva também ocorre, tornando-se um suprimento do nutriente para a solução do solo. A solução do solo pode ter ganhos de nutrientes por meio da aplicação de fertilizantes minerais, orgânicos, fixação livre ou simbiótica do N_2 atmosférico, e pelas chuvas (Quadro 11). Os nutrientes na solução do solo estão em equilíbrio com os colóides do solo, minerais e orgânicos, que podem fixá-los (K fixado em argilas silicatadas 2:1; P fixado em formas não-lábeis, etc.) ou formar complexos estáveis com a matéria orgânica do solo (Cu é um exemplo clássico). Os nutrientes em concentrações elevadas, que ultrapassam o produto de solubilização, podem ser precipitados, a partir de suas formas iônicas da solução do solo.

Há perdas dos nutrientes da solução do solo por meio da erosão, lixiviação e perdas gasosas pela desnitrificação, volatilização de NH_3, de CO_2 da respiração de C orgânico dissolvido na solução do solo, CH_4, H_2S, estes dois gases em solos submetidos a baixo potencial redox (inundados por longos períodos de tempo, por exemplo).

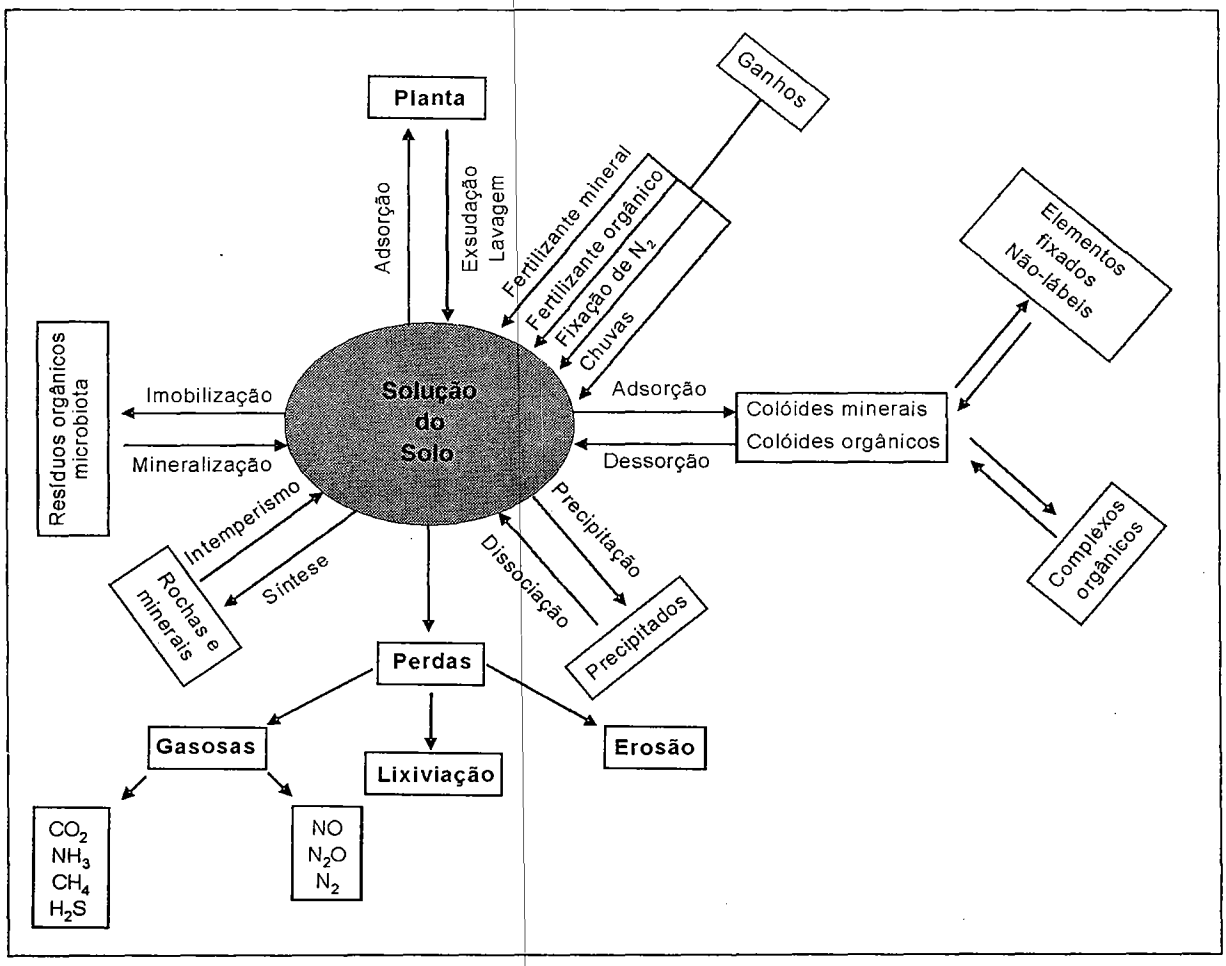


Figura 11. Interfaces da solução do solo (fase líquida) com as fases mineral e orgânica, com a planta, e ganhos e perdas de seus componentes pelos mecanismos mais importantes envolvidos.

Quadro 11. Ganhos de nutrientes e de sódio, pela chuva e atmosfera, em plantios clonais de eucalipto na região litorânea do Estado do Espírito Santo

Macronutriente		Micronutriente	
	kg ha^{-1} ano^{-1}		g ha^{-1} ano^{-1}
N	19,2	B	59,2
P	0,3	Fe	126,7
K	6,2	Zn	96,6
Ca	1,9	Mn	31,7
Mg	1,6	Cu	38,7
S	11,1		
Elemento			
	kg ha^{-1} ano^{-1}		
Na	20,2		

Fonte: Neves (2000).

De modo geral, as rochas e minerais submetidos a intemperismo são uma fonte de nutrientes constante para a solução do solo, podendo atuar como dreno, fixando-os na síntese de novos minerais.

Os resíduos orgânicos e a microbiota podem pela mineralização enriquecer a solução do solo ou empobrecê-la pela imobilização de elementos pelos microrganismos.

A soma de cátions e ânions na solução do solo é, de modo geral, inferior a 10 mmol L^{-1} (Quadros 12, 13 e 14). A solução do solo é também constituída por compostos orgânicos dissolvidos (Quadro 15).

b) Atividade e Potencial

A concentração de um elemento (íon) na solução do solo pode ser corrigida para atividade iônica. Tal correção é feita por meio das equações de Debye – Huckel (Adams,

Quadro 12. Valores de pH e composição da solução de amostras de solos dos Estados Unidos

Solo	pH	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Total
		mmol$_c$ L^{-1}									
Textura média	5,82	8,1	1,7	1,1	0,8	0,4	8,0	0,3	1,2	1,0	11,3
Ácido	3,90	1,0	1,4	0,4	0,4	0,1	3,8	0,2	n.d.	0,8	4,8

Fonte: Adaptado de Russel & Russel (1973).

Quadro 13. Valores de pH e composição da solução de uma amostra de Latossolo Vermelho distrófico típico do Estado do Rio Grande do Sul, submetido ao plantio direto e convencional

Sistema de cultivo	pH	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	NH_4^+	Al[1]	NO_3^-	PO_4^{3-}	Total	COD[2]
		mmol$_c$ L^{-1}									
Plantio direto	5,4	1,0	0,6	0,8	0,2	0,55	0,14	1,50	0,0039	10,194	4,4
Plantio convencional	5,5	0,5	0,3	0,4	0,17	0,16	0,10	0,45	0,0026	7,673	2,0

[1] Al total em solução: Al^{3+} mais formas iônicas parcialmente hidrolisadas [$AlOH^{2+}$, $Al(OH)_2^+$]. [2] COD = carbono orgânico dissolvido.
Fonte: Meurer &Anghinoni (2000).

Quadro 14. Principais constituintes inorgânicos da solução de solos, agrupados segundo amplitudes de concentrações em que se encontram com freqüência

Constituinte	Amplitude de concentração (mmol L^{-1})		
	< 10^{-3}	10^{-3} a 10^{-1}	10^{-1} a 10
Cátions	Cr^{3+}, Ni^{2+} Cd^{2+}, Pb^{2+}	Fe^{2+}, Mn^{2+}, Zn^{2+} Cu^{2+}, NH_4^+, Al^{3+}	Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, K^+
Ânions	CrO_4^{2-}, HMO_4^-	$H_2PO_4^-$, F^-, HS^-	HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-}

Fonte: Adaptado de Shwab (1999).

Quadro 15. Principais constituintes orgânicos da solução de solos, agrupados segundo amplitudes de concentrações em que se encontram com freqüência em condições naturais

Amplitude de concentração (mmol L^{-1})	
< 10^{-2}	10^{-2} a 1
ırboidratos, fenóis, proteínas, álcoois, sulfidrilas	Ácidos carboxílicos, aminoácidos, açúcares simple

Fonte: Adaptado de Shwab (1999).

1971, 1974)[7]. Após a obtenção da atividade (a) de um íon, pode-se fazer uma transformação adicional de sua concentração ativa em potencial do íon na solução do solo. Essa situação pode ser comparada à presença de certa atividade de H^+ (a_{H+}) em concentração (mol L^{-1}) na solução do solo, por exemplo, $a_{H+} = 10^{-4}$ mol L^{-1}. A acidez da solução poderia ser expressa dessa maneira ou, como normalmente é feito, por meio do potencial de H (pH).

[7] A avaliação da atividade de um íon em solução pode ser feita com a utilização de eletrodos seletivos (em potenciômetro), que medem potencial como pH, ou por uma série de cálculos teóricos que, a partir da concentração de todos os íons nessa solução, permite estimar a atividade do íon em questão. Todavia, não se tem, ainda, um eletrodo específico para todos nutrientes como para fosfato.

O que se faz é, apenas, a transformação matemática:

$$pH = -\log a_{H+}$$

Para atividade de H^+ igual a 10^{-4} mol L^{-1}, o potencial de H, ou pH é:

$$pH = -\log 10^{-4} = 4,0$$

Deve-se lembrar que com o aumento da a_{H+} (aumento da acidez) há uma diminuição do pH. Essa relação é útil aos iniciantes nas interpretações da relação entre potencial de nutriente e crescimento de planta. A relação direta entre concentração de $H_2PO_4^-$, por exemplo, na solução do solo e crescimento de planta, é semelhante à existente entre a atividade de P ($aH_2PO_4^-$) na solução do solo e o crescimento, mas inversa quando essa atividade é expressa em termos de potencial ($pH_2PO_4^-$). Com o aumento do valor do potencial de P, menor concentração de fosfato estará à disposição da planta, logo o crescimento deverá ser menor.

A utilização de atividade no lugar de concentração analítica do elemento em solução é justificável pelo fato de que as reações e equilíbrios químicos baseiam-se em atividade (Adams, 1974). O significado prático de ter a concentração de um elemento em solução, expressa em atividade (a) e não apenas em concentração analítica [C], é que (a) varia com as concentrações dos demais íons em solução e [C], necessariamente, não. Assim, quanto maior for a concentração desses íons em solução, maior será a força iônica[8] dessa solução, menor será o valor de (a) do íon nela presente. A atividade de um íon é maior, aproximando-se de sua concentração analítica, em soluções muito diluídas, tornando-se menor, à medida que a força iônica dessa solução aumenta. Pode-se dizer que 1 mg L^{-1}de Al na solução do solo pode ser tóxico para uma planta, em um solo distrófico (menor

---

[8] Aqueles submetidos aos conceitos de atividade e de força-iônica pela primeira vez sentem-se, com freqüência, não sintonizados com o significado prático desses conceitos. Como diversos outros conceitos tidos como acadêmicos, eles são aceitos, mas não assimilados ou entendidos. Temos utilizado em sala de aula um exemplo figurado que permite ao aluno fácil entendimento desses conceitos. Pode-se considerar que uma criança, A, brincando em um "playground", terá sua atividade máxima quando apenas ela estiver presente. Todo o espaço e todos os brinquedos estão à sua disposição. À medida que outras crianças aparecem, inicia-se uma restrição à atividade da criança A; espaço para movimentar-se e brinquedos são também ocupados por outras crianças. Com o aumento do número de crianças (aumento da "força-iônica", com o aumento da concentração de íons em solução), a atividade da criança A, ou de qualquer outra criança considerada individualmente (atividade do íon A (A) ou do íon X (X)), diminui. A atividade, variável entre crianças (algumas podem ser mais obesas, menos ágeis que outras) como entre íons (pelas suas características próprias), tenderá ao seu valor máximo quando o número de crianças no "playground" tender para um (atividade do $íon_i$ tende a ter a mesma grandeza da concentração analítica do $íon_i$ quando a concentração iônica–força–iônica – da solução tende para zero; nessas condições extremas $(a_i) = [C_i]$. A criança A no "playground" terá sua atividade também decrescida se uma ou mais crianças a assediarem muito por uma razão qualquer, restringindo-lhe a atividade. Para o mesmo número de crianças no "playground", a criança A terá mais atividade se outras crianças a deixarem livre, sem assédio pessoal ("par-iônico ou compostos com baixa dissociação"), limitando-lhe a atividade. Alumínio na solução do solo terá sua atividade restrita pela presença de outros íons em solução, como também pela presença de alguns íons em particular, como SO_4^{2-}, que forma par-iônico com Al^{3+}, Ca^{2+}, etc. Portanto, a atividade de fosfato, por exemplo, em solução dependerá das características do próprio fosfato (tamanho-iônico e valência), da concentração de outros íons em solução (força-iônica) e da formação de pares-iônicos.

força iônica), e que esse valor crítico de toxidez será maior, talvez 2 mg L^{-1} de Al, se o solo for mais rico em nutrientes (maior força iônica) (Foy, 1974). As concentrações analíticas [C] críticas de 1 ou 2 mg L^{-1}de Al, se transformadas em (a), farão com que os valores encontrados sejam teoricamente semelhantes (idem para potencial de Al ou pAl) nos dois solos.

Para transformar a concentração analítica de um elemento E em solução [E] em atividade de E (E), é preciso estimar o coeficiente de atividade (f_E) desse íon na solução em que ele se encontra:

$$(E)_E = f_E[E] \quad (1)$$

A solução em que E se encontra é caracterizada pela sua força iônica (μ) ou intensidade do campo elétrico (Adams, 1971):

$$\mu = ½ (\Sigma C_i Z_i^2) \quad (2)$$

em que C_i é a concentração molar (analisada ou adicionada como um sal solúvel a uma solução nutritiva, por exemplo) de cada íon na solução e Z_i sua valência.

Tendo a força iônica da solução, estima-se o coeficiente de atividade f_i:

$$-\log f_i = \frac{A Z_i^2 \mu^{1/2}}{1 + a_i B \mu^{1/2}} \quad (3)$$

em que A e B são constantes dependentes da temperatura (a 25 °C, A = 0,509 e B diz respeito ao solvente; para água, a 25 °C, B = 0,329); a_i é uma constante relacionada com o tamanho do $íon_i$ (Quadro 16).

Quadro 16. Tamanho de íons (valor empírico) de diferentes cátions e ânions em água

Íon	Tamanho
	Å[1]
NH_4^+, Rb^+, Cs^+	2,5
K^+, Cl^-, NO_3^-	3,0
OH^-, F^-	3,5
$H_2PO_4^-$, SO_4^{2-}, CO_3^{2-}, HCO_3^-, Na^+	4,0
HPO_4^{2--}, PO_4^{3-}	4,5
Sl^{2+}, Ba^{2+}	5,0
Li^+, Ca^{2+},Cu^{2+}, Zn^{2+}, Mn^{2+}	6,0
Mg^{2+}	8,0
H^+, Al^{3+}	9,0
Th^{4+}, Zr^{4+}	11,0

[1] Å = 0,1 nm.
Fonte: Adams (1974).

Exemplo da atividade e do potencial de Ca^{2+} (a_{Ca} e pCa) em uma solução com 0,01 mol L^{-1} de $CaCl_2$ e 0,02 mol L^{-1} de $NaNO_3$.

Cálculo da força iônica da solução:

$$\mu = ½ (0,01 \times 2^2 + 2 \times 0,01 \times 1^2 + 0,02 \times 1^2 + 0,02 \times 1^2)$$

$$\mu = 0,05 \text{ mol } L^{-1}$$

Cálculo do coeficiente de atividade de Ca (f_{Ca}) na solução:

$$-\log f_{Ca} = \frac{0,509 \times 2^2 (0,05)^{1/2}}{1 + 6,0 \times 0,329 (0,05)^{1/2}} = 0,3158513$$

$$f_{Ca} = 10^{-0,3158513} = 0,4832$$

Esse valor indica que apenas 48,32 % do Ca^{2+} na solução encontra-se na forma ativa.

Cálculo da atividade de Ca (Ca) na solução:

$$(Ca) = 0,4832 \times 0,01 \text{ mol } L^{-1} = 0,004832 \text{ mol } L^{-1}$$

Cálculo do potencial de Ca

$$pCa = - \log 0,00483$$

$$pCa = \log \frac{1}{0,004832} = 2,316$$

O cálculo do potencial de fosfato (0,5 pCa + pH_2PO_4) no solo, na verdade na solução do solo, é apresentado por Novais & Smyth (1999).

Quando há formação de pares iônicos, diminuindo a atividade dos íons envolvidos, há necessidade de um cálculo iterativo, em que aproximações sucessivas são calculadas para chegar aos coeficientes de atividade e força iônica inicialmente desconhecidos (Adams, 1974). Quando diversos pares iônicos são envolvidos, esse tipo de cálculo torna-se extremamente trabalhoso, quando não se dispõe do auxílio de programas de computação próprios, como o GEOCHEM-PC (Parker et al., 1995). Um exemplo freqüente de par iônico é $CaSO_4^0$; outro importante quando se fala sobre gessagem e toxidez de Al é o $AlSO_4^+$. Esses pares iônicos fazem com que as atividades estimadas desses íons sejam inferiores àquelas em que esses pares não são considerados.

Outra possibilidade, quando se extrai a solução do solo, é estimar sua força iônica a partir da determinação de sua condutividade elétrica (Jallah & Smyth, 1995). Esses autores encontraram relacionamento linear entre força iônica da solução de amostras de solos, estimada pelo GEOCHEM-PC, e respectivos valores de condutividade elétrica, facilmente determinada (R^2 = 0,96, para 52 observações).

Em termos práticos, pode-se dizer que a elevada toxidez causada às plantas pelo Al trocável em subsuperfície de solos de Cerrado, no primeiro ano de cultivo, quando o valor da concentração analítica do Al [Al] em solução encontra-se próximo do valor de sua atividade, decorrente da baixa força iônica da solução do solo nessa condição,

decresce com os anos de cultivo com a descida no perfil do solo de ânions como Cl^-, NO_3^-, SO_4^{2-}, e com eles cátions acompanhantes provenientes de fertilizantes aplicados superficialmente. Assim, a troca iônica da solução do solo aumenta, decrescendo a atividade do Al (Al), mesmo que sua concentração analítica permaneça semelhante àquela inicialmente encontrada, fazendo com que a toxidez causada pelo Al seja amenizada.

Por razões semelhantes, as comparações entre resultados de trabalhos de pesquisa, de modo a se estabelecer uma concentração de Al tóxica para uma espécie de planta são impróprias. A utilização de diferentes soluções com concentrações também diferentes entre os trabalhos tem como conseqüência forças iônicas distintas, não permitindo chegar a uma mesma concentração tóxica de Al para a mesma planta, nas diversas soluções. Portanto, em uma solução nutritiva com maior força iônica, a concentração tóxica de Al será maior que a encontrada numa outra solução com menor força iônica. Da mesma forma, a comparação entre diferentes soluções (forças iônicas) quanto à resposta positiva ao crescimento da planta (nível crítico), causada por nutrientes, torna-se possível, quando as concentrações analíticas críticas desses nutrientes são transformadas em atividade ou potencial, anulando o efeito da força iônica.

Fator Quantidade

O fator quantidade é uma medida do elemento trocável do solo como Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Al^{3+}, das análises de rotina de fertilidade, independentemente do extrator utilizado no país: Mehlich-1 ou Resina de Troca Catiônica ou, com mais freqüência, Resina mista (aniônica mais catiônica). Também para elementos, como P e Zn adsorvidos ao solo preferencialmente por covalência, com troca de ligantes, a Resina de Troca Iônica (RTI) pode ser considerada o método de determinação do fator quantidade denominado, para estes casos, formas lábeis desses elementos, formas do íon adsorvido à fase sólida do solo, mas em equilíbrio com sua forma na solução do solo.

O P fixado da forma não-lábil ("não-trocável"), por não se encontrar em equilíbrio como P em solução, não pode ser considerado uma forma de fator quantidade de P, e, portanto, não-disponível às plantas a curto prazo.

A utilização de RTI ou mista, como um método de determinação de Q para elementos como o P, tem ressalvas, uma vez que com apenas uma extração, como se faz na análise de rotina do "disponível", extrai-se apenas parte do lábil, em torno de 50 % (valor variável entre solos) do total extraído pela somatória de extrações sucessivas. Para extratores químicos como o Mehlich-1, o P extraído do solo é considerado uma medida de Q; erros podem ser grosseiros, uma vez que formas não-lábeis de P no solo podem também ser extraídas, de modo particular naqueles solos ricos em P ligado a Ca (P-Ca), para os quais este extrator não é recomendado (veja capítulo VIII).

Uma das maneiras de medir Q de elementos retidos com maior energia nos solos, como P, Zn, S, é a utilização da técnica da diluição isotópica, em que o elemento marcado adicionado a um solo, como o ^{32}P, troca lugar com o P-lábil (^{31}P) do complexo de troca. Quanto maior a diluição do ^{32}P da solução pela troca com o ^{31}P lábil, ocupando seu lugar, maior o valor de Q deste elemento no solo. Valores E, L e A de nutrientes são medidas de suas formas lábeis, ou Q, no solo (veja capítulo VIII).

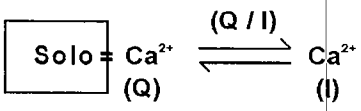
Capacidade ou Poder Tampão de Nutrientes no Solo

Quando se falou sobre cargas do solo no início deste capítulo, criou-se a figura do sistema bancário como análogo a esta característica do solo. Dada a íntima relação entre cargas do solo e a capacidade ou poder tampão, como será visto nos capítulos de acidez do solo e de P, pode-se adicionar mais um componente ao "sistema bancário": o cliente ou o usuário do banco.

Esse sistema pode ser representado da seguinte maneira:

Esquema 1

Este esquema é semelhante ao do solo para um nutriente qualquer, como o Ca^{2+} no exemplo:

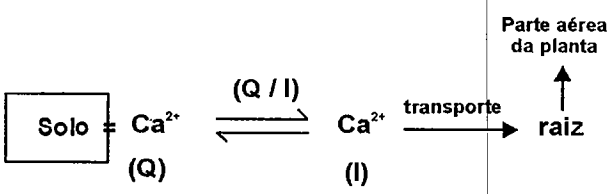


Esquema 2

Portanto, no sistema bancário, o cliente A (avarento) pode manter o seu dinheiro quase todo ou todo na poupança, enquanto o cliente B (perdulário) coloca pouco dinheiro na poupança, mantendo a maior parte em espécie no bolso, para ser gasto. Há um equilíbrio entre poupança e dinheiro em espécie, para cada cliente, em que a falta de dinheiro em espécie faz com que o cliente o recomponha recorrendo à poupança e vice-versa: entrada de dinheiro em espécie faz com que parte dele migre para a poupança. Há um equilíbrio entre os dois compartimentos (poupança e dinheiro em espécie). Assim, a relação P/E do Esq. 1 pode ser considerada uma medida de "miserabilidade" de um cliente do banco: quanto maior P/E mais miserável (avarento) e o contrário, menor P/E, numa comparação entre clientes, mais perdulário.

Voltando ao solo (Esq.2), há o Ca^{2+} retido no complexo de troca adsorvido às cargas negativas (fator quantidade - Q) em equilíbrio com o Ca^{2+} em solução (fator intensidade – I). O equilíbrio define a relação Q/I que é uma medida do fator capacidade (FC) ou poder tampão (PT) de Ca^{2+} em determinado solo. No solo A, o Ca^{2+} pode-se encontrar quase todo no complexo de troca, enquanto, no solo B, o Ca^{2+}, pode-se encontrar quase todo na solução do solo. Para o solo A a relação $\Delta Q/\Delta I$ é muito alta, o que indica um solo com elevado FC ou PT, caracterizado por ter muitas cargas negativas (CTC efetiva alta), o que é próprio dos solos mais argilosos (particularmente aqueles com argilas mais ativas, como as silicatadas do tipo 2:1 e, ou, com maiores teores de matéria orgânica).

Adicionando uma planta ao Esq. 2:



Esquema 3

Observe que há dois drenos (solo e planta) para a mesma fonte, o Ca^{2+} na solução do solo (I).

No exemplo do sistema bancário, o cliente poderia ter a opção de colocar o dinheiro na poupança ou emprestá-lo a um amigo. Certamente, o amigo teria menos sucesso em obter o empréstimo com o cliente A (avarento) do que com o cliente B (perdulário).

No solo, a planta vai encontrar menos Ca^{2+} na solução de um solo com maior FC (o argiloso, por exemplo) que no solo com menor FC (solo arenoso) para os mesmos valores de Q + I em ambos os solos.

Para o caso do Ca^{2+}, a planta não será desfavorecida em relação ao solo porque todo o Ca^{2+} do complexo de troca irá recompor o Ca^{2+} da solução, à medida que este for absorvido pela planta. Esta não-concorrência entre solo e planta pelo Ca^{2+} não se verificou, quando ocorre, não tem efeito prático significativo independentemente do FC ou PT do solo, uma vez que a ligação do Ca^{2+} com as cargas negativas dos solos se dá por ligação iônica ou eletrovalência, com muito baixa energia de adsorção. O mesmo modelo ocorre para o Na^+, K^+, Mg^{2+} e para ânions, como o Cl^- e o NO_3^-.

Por outro lado, a competição entre solo e planta por nutriente, com predomínio do solo sobre a planta, ocorre para nutrientes aniônicos como o fosfato ($H_2PO_4^-$ e HPO_4^{2-}) e, em menor grau, para o sulfato (SO_4^{2-}) e para cátions como os micronutrientes metálicos de modo geral; como bons exemplos: Zn e Cu. Todos esses nutrientes são adsorvidos ao solo por ligação covalente, com troca de ligantes ou adsorção de esfera interna (Meurer, 2000). Nesse caso, as elevadas quantidades do elemento adsorvido e a elevada energia de adsorção desses elementos com os colóides do solo fazem com que a reversibildiade do processo (dessorção) seja restrita, limitada, e, com freqüência, não atendendo à demanda da planta mesmo em solos com elevados valores de Q. Essa condição caracteriza valores de Q/I, FC ou PT, tão elevados que o dreno planta é colocado em prioridade inferior ao dreno solo.

Pode-se adiantar que suprir NO_3^-, K^+, Mg^{2+} e Ca^{2+} via solo (fertilizantes ou corretivos) a uma planta é uma tarefa simples porque o solo não compete com a planta pelo nutriente adicionado, embora possa perdê-lo por lixiviação; o mesmo não pode ser dito para aqueles nutrientes como P, Zn, dentre outros, com os quais se pode estar fertilizando mais o solo que a planta. Para estes nutrientes com elevados valores de FC ou PT, em comparação àqueles fracamente adsorvidos, como as bases em geral (Ca^{2+}, Mg^{2+} e K^+), com baixos valores de FC ou PT, as doses de fertilizantes são dependentes desta propriedade do solo – os mais argilosos deverão receber doses maiores para que a planta tenha algum excedente para si. Para contornar ou minimizar o problema, esses nutrientes são aplicados mais localizadamente, de modo a diminuir o contato com o solo (o dreno indesejável pelo seu poder excessivo), e suas fontes idealmente utilizadas na forma granulada.

No caso do primeiro grupo, como nos de K^+ e NO_3^-, as perdas poderão ocorrer por lixiviação, devendo-se, com freqüência, parcelar o nutriente durante o ciclo da cultura para compensar as perdas; no caso do P e Zn, como exemplos, embora presentes no solo (praticamente não são lixiviados), eles são, em grande parte, fixados tornando-se menos acessíveis às plantas.

E quais as grandezas do FC ou PT para alguns dos nutrientes de cada um desses grupos?

Assumindo que um solo tenha 62 mg dm^{-3} (2 mmol dm^{-3}) de P pela RTI, 30 $mmol_c$ dm^{-3} (15 mmol dm^{-3}) de Ca^{2+} e que esse solo tenha em solução as concentrações de 1,0 e 0,0039 mmol L^{-1} de Ca^{2+} e P, respectivamente (Quadro 13), pode-se estimar o PT ou CT para cada um desses nutrientes:

$$FC_{Ca^{2+}} = \frac{15 \text{ mmol dm}^{-3}}{1 \text{ mmol L}^{-1}} = 15 \text{ mmol dm}^{-3} / \text{mmol L}^{-1}$$

$$FC_P = \frac{2 \text{ mmol dm}^{-3}}{0{,}0039 \text{ mmol L}^{-1}} \; 512{,}8 \text{ mmol dm}^{-3} / \text{mmol L}^{-1}$$

Nesse exemplo, observa-se que o FC para P é 34,2 vezes maior que o FC para Ca.

Cálculo semelhante para K, em um solo com 78 mg dm^{-3} deste nutriente (2 $mmol_c$ dm^{-3}) e 0,8 mmol L^{-1} em solução (Quadro 13), chega-se a uma FC_K = 2,5 $mmol_c$ dm^{-3} / mmol L^{-1}, valor 205,1 vezes menor que o de P.

Uma medida de FC ou PT de solo é necessária à interpretação de resultados de análise de rotina de fertilidade de solo, de modo particular para o teor de P disponível do solo pelo extrator Mehlich-1 e para a recomendação de calagem pelo método do Al^{3+} e Ca^{2+} + Mg^{2+} do solo (Alvarez V. et al., 1999 ; Alvarez V. & Ribeiro, 1999). Como resultados do teor de argila do solo não são, freqüentemente, disponíveis para esses fins, desenvolveu-se o método do P-remanescente, sensível ao teor e à qualidade da argila do solo, como uma medida do FC ou PT do solo (Alvarez V. et al., 2000). É uma determinação muito mais simples e de menor custo que a análise textural e é incluída como uma das determinações fundamentais das análises de fertilidade do solo de rotina para o PROFERT-MG (Lopes & Alvarez V., 1999). Esta análise não é incluída na rotina de laboratórios que utilizam a Resina na determinação de P diponível, resultado não-variável (na verdade, pouco variável) com o FC ou PT dos solos, como também não o é a determinação da necessidade de calagem pelo método da saturação por bases, ambos os métodos adotados no Estado de São Paulo, por exemplo (Raij et al., 1996).

O método do P-remanescente envolve a agitação de uma solução de 60 mg L^{-1} de P, em uma solução de $CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1} com a amostra de solo, numa relação de 1:10 de solo-solução (v/v) por 1 h. No sobrenadante, determina-se o P da solução de equilíbrio. A concentração de P dosada (P-remanescente) é a diferença entre o adicionado (60 mg L^{-1}) e o adsorvido pelo solo

Com o aumento do FC ou PT da amostra do solo, o P que vai permanecer (remanescer) em solução é dosado; quanto maior o seu valor (mais próximo de 60 mg L^{-1}), menor o FC ou PT (solo mais arenoso, por exemplo) e, quanto menor esse valor, tendendo para zero, mais tamponado é o solo (mais argiloso, por exemplo).

O relacionamento dos valores de P-remanescente de diferentes amostras de solos e medidas da FC ou PT destes solos, como teor de argila (Figura 12), é apresentado no trabalho de Freire (2001).

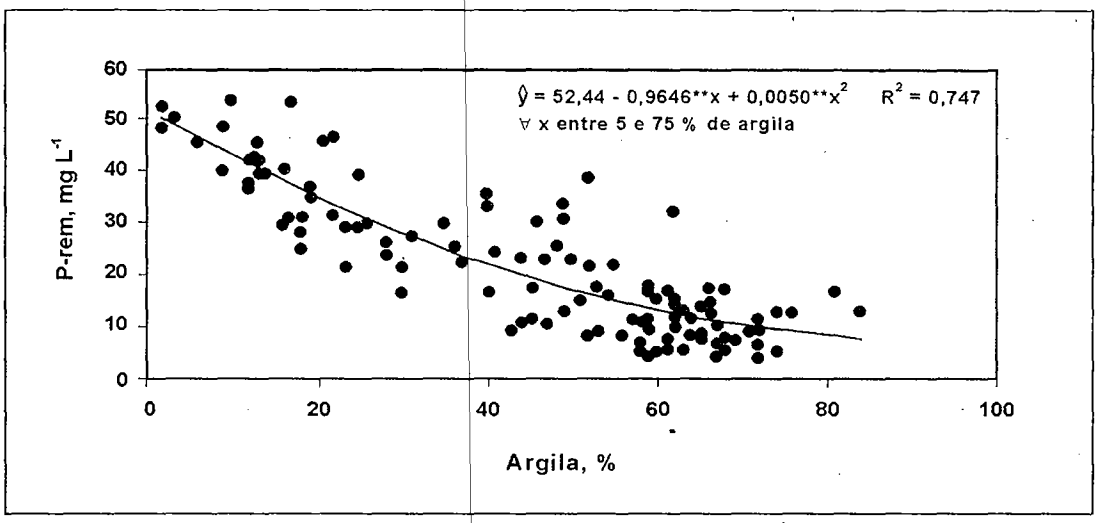


Figura 12. Valor de fósforo remanescente (P-rem), de acordo com o teor de argila em diferentes amostras de solo.
Fonte: Freire (2001).

TRANSPORTE DE NUTRIENTES NO SOLO

Introdução

A comparação entre o comportamento de uma planta durante uma estação seca e aquele observado durante uma chuvosa permite verificar alterações bem distintas nesta planta. Os sintomas de deficiência nutricional que podem ser intensos em condições de baixa disponibilidade de água no solo diminuem em intensidade ou desaparecem durante os períodos chuvosos. Os lançamentos curtos do caule, quando em déficit hídrico, são seguidos de lançamentos longos com o aumento da umidade do solo. Essa situação é comumente observada no colmo de cana-de-açúcar que, numa mesma planta, pode apresentar regiões de entrenós curtos alternadas com outras de entrenós longos. É fácil verificar, ao acompanhar o crescimento da planta, a íntima relação entre o observado e a distribuição de chuvas ao longo do ano. Como a deficiência de Zn é a responsável pelo menor alongamento celular observado nos entrenós curtos, pode-se deduzir que houve naquele solo, onde a planta cresceu, períodos de menor e de maior absorção do Zn durante o crescimento da cana. Uma análise de Zn disponível numa amostra daquele solo, ao longo desse período, não deverá acusar variações maiores, que justifiquem o observado.

À medida que a raiz cresce num solo, ela absorve os nutrientes que, inicialmente, se encontram no trajeto de seu crescimento. Com o tempo, há um decréscimo da concentração desses elementos junto à superfície das raízes, à medida que eles são absorvidos, criando-se um gradiente de concentração entre esta região e aquela mais distante da raiz. Para que novo suprimento chegue à superfície de absorção, torna-se necessário seu transporte até esse ponto, transporte que tem como veículo a água.

Pode-se entender, conseqüentemente, que os elementos a serem transportados e absorvidos deverão estar na solução do solo, em suas formas iônicas, para que o veículo possa atuar. Um exemplo prático da importância desse transporte na nutrição de planta é o Al que, em solos ácidos, pode ser encontrado em solução e ser transportado, absorvido e trazer problemas de toxidez para uma planta, e, quando precipitado pela calagem, já não entra mais em solução, não sendo, portanto, transportado e não sendo, conseqüentemente, absorvido por essa planta.

Fluxo de Massa, Fluxo Difusivo (Difusão) e Interceptação de Raízes

Dependendo do nutriente e de suas interações com o solo, dois mecanismos distintos são responsáveis pelo seu transporte no solo:

- Fluxo de Massa e
- Difusão

Além destes dois mecanismos de transporte, há um terceiro pelo qual a planta tem acesso ao nutriente. À medida que cresce no solo, a raiz encontra, ao longo da trajetória, nutrientes que podem ser, então, absorvidos. Este processo, denominado Interceptação Radicular, embora seja conseqüência do crescimento das raízes apenas, ele também, indiretamente, facilita aqueles dois mecanismos de transporte, principalmente a difusão, por diminuir as distâncias entre os elementos e a raiz, de maneira mais intensa na sua região apical de crescimento.

A quantidade de nutriente interceptado é aquela encontrada em um volume de solo igual ao volume de raiz. Assim, a contribuição desse processo na quantidade total de nutrientes absorvidos pela planta é variável com o elemento e suas interações (ligações) com o solo e, evidentemente, com a quantidade de raízes por unidade de volume de solo, ou densidade de raízes. Embora o volume interceptado varie de 0,1 a 2 % da camada superficial do solo (de 0 a 15 cm), a quantidade interceptada de Ca, por exemplo, pode satisfazer aquela requerida por uma cultura (Barber, 1974), dada a grande concentração deste elemento no volume de solo (solução) interceptado.

De modo geral, considera-se pequena a contribuição da interceptação de raízes comparada aos mecanismos de transporte, fluxo de massa e difusão (Quadro 17).

Elementos que se encontram em maiores concentrações na solução do solo, como Ca, N e mesmo o S, por serem retidos com menor energia na fase sólida do solo que outros elementos, como o Zn e o P, são transportados preferencialmente pelo fluxo de massa (Quadro 18). O fluxo de massa (FM) é conseqüência da existência de um potencial de água no solo maior do que aquele junto à raiz. Esta diferença de potencial que causa um movimento de massa da água em direção à raiz, arrastando nela os íons que se encontram em solução, é causada pela transpiração da planta. Assim, o fluxo de massa segue o fluxo transpiracional da planta. Pode-se imaginar que condições que causem o fechamento de estômatos, como falta d'água, deverão causar menor absorção de Ca e de N entre outros de maior mobilidade no solo. Tecidos que apresentem baixa transpiração, como os meristemas das plantas e os frutos, como no caso do tomate, ficam em desvantagem, pelo Ca absorvido, com relação às folhas já desenvolvidas.

Quadro 17. Teores médios de fósforo, potássio e cálcio na solução de amostras de doze solos do Rio Grande do Sul e contribuição relativa da interceptação de raízes, fluxo de massa e difusão no suprimento destes nutrientes para plantas de milho, em casa de vegetação

Nutriente	Solução do solo	Interceptação de raízes	Fluxo de massa	Difusão
	mg L^{-1}	%		
P	0,35	3,5	2,6	93,9
K	12,4	0,9	10,1	89,0
Ca	168,2	35,0	337,5[1]	---

[1] Este valor indica que, potencialmente, apenas o fluxo de massa seria capaz de suprir, em mais de três vezes, a quantidade de cálcio absorvida pela planta.
Fonte: Vargas et al. (1983).

Em razão de elevadas concentrações e de SO_4^{2-} na solução do solo, o FM é, na maioria dos casos, o principal mecanismo de transporte de SO_4^{2-} às raízes. Em solos com elevado status nutricional, van den Ende (1973) observou que o FM era capaz de suprir SO_4^{2-}, Cl^-, Ca^{2+}, Mg^{2+} e Na^+ em concentrações superiores àquelas absorvidas pelas raízes de tomateiro. Semelhantemente, Gregory et al. (1979) observaram contribuição do FM quatro vezes maior que a quantidade de SO_4^{2-} absorvida por plantas de trigo, em solos com elevada disponibilidade deste nutriente. Mesmo em solo muito intemperizado e ácido, mas com adequada disponibilidade de S, Prenzel (1979) observou que o transporte de S por FM foi suficiente para que este nutriente se acumulasse ao redor das raízes de faia (*Fogus sylvatica*).

Em amostras superficiais de três Latossolos de Minas Gerais, dois argilosos (LV-Paracatu e LVA-Viçosa) e um solo de textura média (LVA-Lassance), Silva et al. (1998; 2002) observaram transporte por FM, de forma geral, em quantidades de S superiores às absorvidas pelas plantas de soja e de milho. Nesses solos, a concentração de S em solução, o S transportado por FM e o conteúdo de S variaram de acordo com doses de S aplicadas aos solos (Quadro 18).

Para as doses menores de S, em que o FM não é capaz de satisfazer a demanda deste nutriente pelas plantas, o transporte por difusão completou seu requerimento.

As plantas de soja precisaram de menor contribuição de transporte por difusão do que as de milho. No solo de Viçosa, com maior concentração de S em solução, a participação da difusão não foi necessária, contrariamente aos solos Paracatu e Lassance, para os quais a difusão foi necessária. A participação da difusão no transporte de S para plantas de milho foi observada até à aplicação de 40 mg dm^{-3} de S nos solos de Paracatu e de Lassance, correspondendo às concentrações de S em solução de 10,9 mg L^{-1} (0,340 mmol L^{-1}), no solo Paracatu, e de 10,1 mg L^{-1} (0,316 mmol L^{-1}), no solo Lassance.

Para elementos como o P que se encontra em concentrações extremamente baixas na solução do solo, algo em torno de 0,05 mg L^{-1} ou menor ainda em solos mais intemperizados, como os de cerrado (Bahia Filho, 1982), a contribuição do fluxo de massa é muito pequena, algo em torno de 1 % do P absorvido (Barber, 1974, 1980; Vargas et al., 1983).

Quadro 18. Concentração de enxofre em solução do solo, de seu conteúdo nas plantas de soja e de milho e o transportado até às raízes das plantas por fluxo de massa (FM) e difusão, em relação às doses deste nutriente aplicadas em amostras dos solos de Viçosa, Paracatu e Lassance (MG)

Dose de S	Viçosa			Paracatú			Lassance			Difusão		
	Solução	Conteúdo	FM	Solução	Conteúdo	FM	Solução	Conteúdo	FM	Viçosa	Paracatu	Lassance
mg dm^{-3}	mg L^{-1}	—mg/vaso—		mg L^{-1}	—mg/vaso—		mg L^{-1}	mg/vaso				
						Soja						
0	25,2	24,5	70,3	3,9	24,2	13,8	3,0	32,5	10,4	-	10,4	22,1
20	35,5	22,7	92,6	9,0	29,7	32,0	5,8	27,4	16,8	-	-	10,6
40	44,0	24,0	112,3	15,4	32,0	51,9	11,2	30,7	36,0	-	-	-
80	80,3	27,9	244,4	39,0	37,3	154,9	28,0	32,7	92,0	-	-	-
160	140,4	24,4	336,4	101,1	39,2	409,3	80,3	48,8	329,2	-	-	-
						Milho						
0	21,1	38,1	50,2	2,9	42,6	14,6	4,2	79,5	27,7	-	28,0	51,8
20	35,2	58,5	121,6	3,4	63,7	16,5	7,1	84,9	46,9	-	47,2	38,0
40	44,7	62,1	146,5	10,1	62,9	46,7	10,9	76,4	59,2	-	16,2	17,2
80	62,5	64,6	220,2	22,1	60,8	92,2	32,1	99,6	224,3	-	-	-
160	124,8	89,5	511,1	66,1	62,5	295,5	80,2	119,8	569,7	-	-	-

Fonte: Silva et al. (1998; 2002).

Para aqueles elementos, como o P e o Zn, que se encontram fortemente adsorvidos ao solo e, portanto, com baixo teor na solução, a difusão torna-se o mecanismo de transporte responsável pela quase totalidade absorvida destes elementos. Este tipo de transporte ocorre quando a absorção é superior à chegada do elemento à superfície da raiz, criando-se, assim, um gradiente de concentração que proporciona a difusão dos nutrientes.

Todos aqueles que têm um fogão a gás em casa já devem ter sentido o odor do gás proveniente de vazamento. A intensidade desse odor vai depender do tamanho do vazamento, ou seja, da quantidade de gás liberada; vai depender também da distância em que se está do fogão, do labirinto, maior ou menor, entre o fogão e o local em que se encontra uma pessoa e de possíveis obstáculos entre esses dois pontos, como portas parcial ou totalmente fechadas. Quanto maior o vazamento, mais rápida a percepção do gás; semelhantemente, se mais próximo do fogão, como na cozinha, percebe-se o odor mais rapidamente; se mais distante, como na sala, demora-se mais. Se o labirinto ou *tortuosidade* entre o fogão e o local em que se encontra uma pessoa for maior, o gás vai demorar mais para chegar até ela. Se houver alguma porta fechada, que possa criar algum obstáculo ou *impedimento* à passagem do gás, demora-se mais ainda para percebê-lo, ou, até mesmo, pode-se não o perceber.

Nesse exemplo do gás, verifica-se que se estabelece um *gradiente de concentração* entre o local de alta concentração, junto ao lugar de vazamento, e locais em que a concentração do gás tende a decrescer até os locais mais distantes, onde ele ainda não está presente. Quanto maior esse gradiente, quanto menores a *tortuosidade* de sua trajetória e o grau de *impedimento* dessa trajetória, mais rapidamente o gás será difundido até à pessoa. Assim

também uma colher de NaCl colocada em um litro de água fará com que, depois de algum tempo, todo o sal se dissolva e se difunda até os locais de menor concentração. Com o tempo, a concentração do sal em toda a solução será uniforme. O gás se difundiu no ar, como meio de transporte ou meio de dispersão, enquanto o sal utilizou a água. Não haveria transporte do gás nem do sal sem o meio de dispersão, ar e água, respectivamente. Observa-se que, em ambos os casos, haverá difusão, sem que haja necessidade de vento que, neste caso, caracterizaria o fluxo de massa, como o de uma janela aberta, por exemplo, para o gás, ou de agitação da água para o sal. Esse movimento, ou turbulência, do meio de transporte, do "veículo", ar e água, arrastando consigo o disperso, foi o que se caracterizou anteriormente como *fluxo de massa*. Portanto, mesmo que a planta não esteja transpirando, haverá difusão de íons até às raízes, onde poderão ser absorvidos. Quando se sai da sala e se vai em direção ao fogão, está-se interceptando o gás.

Interceptação de Raízes

Um exemplo hipotético da contribuição estimada da interceptação radicular, fluxo de massa e difusão como meios que viabilizam a chegada de um nutriente, P como exemplo, até à superfície das raízes de soja é apresentado a seguir:

Para boa produtividade de soja, a quantidade total de P acumulado em sua biomassa - grãos e parte vegetativa - fica em torno de 20 kg ha^{-1}. Para absorver todo esse P, o sistema radicular precisa, de alguma maneira, criar mecanismos para acessar esse nutriente que se encontra na solução do solo.

Enquanto cresce, a raiz intercepta o P que se encontra em sua trajetória. O crescimento da raiz causa a exploração de novas regiões do solo ainda não submetidas à absorção do nutriente, portanto, mais ricas que as anteriormente interceptadas. Se for considerado que apenas de 0,1 a 2,0 % do volume de solo explorado pelo sistema radicular, nos primeiros 15 cm superficiais do perfil, é ocupado pelas raízes (Barber, 1974), pode-se verificar que a quantidade do P em solução mais o P-lábil ou trocável que o abastece, à medida que o primeiro vai sendo absorvido, não é suficiente para se chegar à quantidade de P absorvida pela cultura da soja.

Concentrações críticas[9] do P na solução do solo, para muitas plantas, como já foi dito, podem ser inferiores a 0,05 mg L^{-1} de P, para solos altamente intemperizados e, ou, argilosos (Yost et al., 1979), e tão altas como 0,2 mg L^{-1}, para solos menos intemperizados e, ou, mais arenosos. Se for considerado um nível crítico médio do P-lábil ou trocável, entre o início e o fim do crescimento da cultura, de 50 mg dm^{-3} de P no solo, verifica-se que uma interceptação de 1 % do somatório deste valor, com um nível crítico médio na solução do solo de 0,1 mg L^{-1}, permitiria um suprimento de 0,751 kg ha^{-1} de P nos 15 cm superficiais de profundidade, valor bem inferior aos 20 kg ha^{-1} absorvidos pela cultura, considerado inicialmente. Algum mecanismo adicional de suprimento de P para as raízes torna-se necessário para explicar todo aquele P absorvido (veja capítulo VIII).

---

[9] Concentração crítica pode ser definida como a concentração de um nutriente, por determinado método de análise, acima da qual a probabilidade de resposta de uma planta à aplicação desse nutriente no solo ou meio de cultivo não é de interesse econômico.

Fluxo de Massa

Um potencial hídrico decrescente na seqüência solução do solo > raízes > folhas > atmosfera faz com que a solução do solo se movimente nessa direção, do solo até à atmosfera, estabelecendo-se o fluxo transpiracional. Depreende-se desse fluxo que o arraste da solução do solo até à raiz significa o transporte até ela do P na solução do solo, que vai indicar o que poderá ser absorvido. Assim, o volume de água transpirado durante o ciclo da cultura multiplicado pelo teor de P na solução dá a contribuição potencialmente esperada desse mecanismo de transporte, denominado *fluxo de massa,* para com o P acumulado pela cultura da soja. Se for considerado que, durante o ciclo dessa cultura, o volume de água transpirada é da ordem de três milhões de litros (Barber, 1974), pode-se verificar que, para um teor crítico médio de P na solução do solo da ordem de 0,1 mg L^{-1}, a contribuição do fluxo de massa será de 0,3 kg ha^{-1} de P, apenas.

Verifica-se que o total de P absorvido pela soja não pode ser explicado pelo crescimento de raízes (*interceptação radicular*) e pelo *fluxo de massa* somados; ainda falta muito para chegar aos 20 kg ha^{-1} de P.

Fluxo Difusivo

Quando se somam as contribuições do crescimento das raízes, interceptando o P, e da transpiração, causando o fluxo de massa, verifica-se que o valor encontrado contribui com muito pouco do valor acumulado na cultura da soja. Essa grande diferença [20,0 - (0,3 + 0,751) = 18,949 kg ha^{-1}] é satisfeita pela difusão. Portanto, a contribuição da difusão é determinada pela diferença entre o absorvido e acumulado na planta e as contribuições da *interceptação radicular* e do *fluxo de massa.* Esse mecanismo de transporte, que tem como força motriz o gradiente de concentração, é chamado, portanto, de *fluxo difusivo ou difusão*[10].

Pelo que se viu, para que mais P chegue às raízes de uma planta, por fluxo difusivo, é necessário que o solo seja mais rico em P-disponível, para que haja gradiente maior entre o que há na solução do solo e junto à raiz. O fluxo difusivo aumenta com esse gradiente; será maior também com o aumento do teor de água do solo, por ser este o meio através do qual a difusão ocorre. O fluxo difusivo vai depender, ainda, da existência ou não de obstáculos entre o P na solução do solo, mais distante da raiz, e aquele junto à raiz; se o caminho for mais tortuoso, se a interação do elemento (íon) que se difunde na solução e as partículas do solo que poderão adsorvê-lo, limitando seu transporte, forem maiores ou menores, etc. Numa viagem, preocupa-se com o veículo, com a distância, com a qualidade da estrada, sendo a vontade ou a necessidade de fazer a viagem sua grande força indutora. Na difusão, essa "força indutora" é o gradiente de concentração do elemento a ser transportado, enquanto, no fluxo de massa, é o gradiente de potencial hídrico.

---

[10] Difusão é utilizado como sinônimo de fluxo difusivo em muitos trabalhos; não deve ser confundido com coeficiente de difusão (D).

O suprimento de um nutriente da solução do solo até à superfície das raízes, por meio do fluxo difusivo (Wiethölter, 1985), é expresso pela Lei de Fick:

$$F = - D A \, \delta c / \delta x \qquad (4)$$

em que F é o fluxo difusivo do nutriente, em mol s^{-1}, através de uma superfície de área A, disponível ao transporte, em cm^2, proporcionado pelo decréscimo de sua concentração (δc), em mol cm^{-3}, com o aumento da distância de transporte (δx), em cm; D[11] é denominado *coeficiente de difusão*, na verdade uma constante de proporcionalidade, em cm^2 s^{-1}, que faz com que F seja matematicamente relacionado com A $\delta c/\delta x$. Assim, a variável $\delta c/\delta x$ é denominada *gradiente de concentração* ao longo da distância de transporte do nutriente. O sinal negativo do segundo termo da equação advém do decréscimo de dc com o aumento de δx, o que faz com que a variavel $\delta c/\delta x$ seja negativa.

O *coeficiente de difusão*, D, é definido pela equação (Nye & Tinker, 1977):

$$D = D_1 \, \theta \, f \, \delta I / \delta Q \qquad (5)$$

em que D_1 é o coeficiente de difusão do elemento em solução (água pura) - é uma constante para cada elemento (em cm^2 s^{-1}); θ é o conteúdo volumétrico de água no solo, em cm^3 cm^{-3}; f é o fator de impedância, cm cm^{-1}, variável conforme a tortuosidade da trajetória da difusão. A tortuosidade é variável, conforme a textura do solo, uma vez que partículas maiores, como nos solos mais arenosos, aumentam a tortuosidade, em relação às partículas menores, como nos solos argilosos; partículas menores permitem trajetória mais retilínea do nutriente até à raiz. O fator de impedância varia, também, conforme o aumento da viscosidade da água que se encontra mais próxima das superfícies das partículas coloidais do solo com cargas elétricas. A viscosidade é alterada, também, negativamente, pela temperatura do solo. Outro componente do fator de impedância é a adsorção negativa de ânions, caracterizada pela repulsão dos ânions de superfícies dos colóides pelas cargas negativas predominantes, aumentando a concentração de ânions em solução. À medida que a tortuosidade e a viscosidade diminuem e a adsorção negativa aumenta, o *fator de impedância* aumenta[12], determinando maior valor do coeficiente de difusão. Por outro lado, a compactação do solo, causando poros muito finos, como também delgados filmes d'água, quando os solos tornam-se mais secos, causam diminuição do fluxo difusivo dos elementos, particularmente daqueles adsorvidos ao solo com maior energia (Figura 13). De acordo com Nye & Tinker (1977), o valor de f aproxima-se de zero nos solos mais secos, apenas com uma camada de moléculas de água; nos solos saturados, são encontrados valores de f entre 0,4 e 0,7.

---

[11] Deve-se compreender a unidade de D, em cm^2 s^{-1}, como uma constante de proporcionalidade na Eq.4, para satisfazer as mesmas unidades nos componentes daquela igualdade: F em [(cm^2 s^{-1}) cm^2 (mol cm^{-3} cm^{-1})] = mol s^{-1}.

[12] Embora impedância tenha como sinônimos resistência ou o inverso da admitância, os valores de f são o inverso de qualquer restrição à difusão. Por exemplo, quanto maior a tortuosidade, menor é o D e, por conseguinte, menor F. Portanto, matematicamente, este componente da impedância é utilizado como o intervalo de tortuosidade.

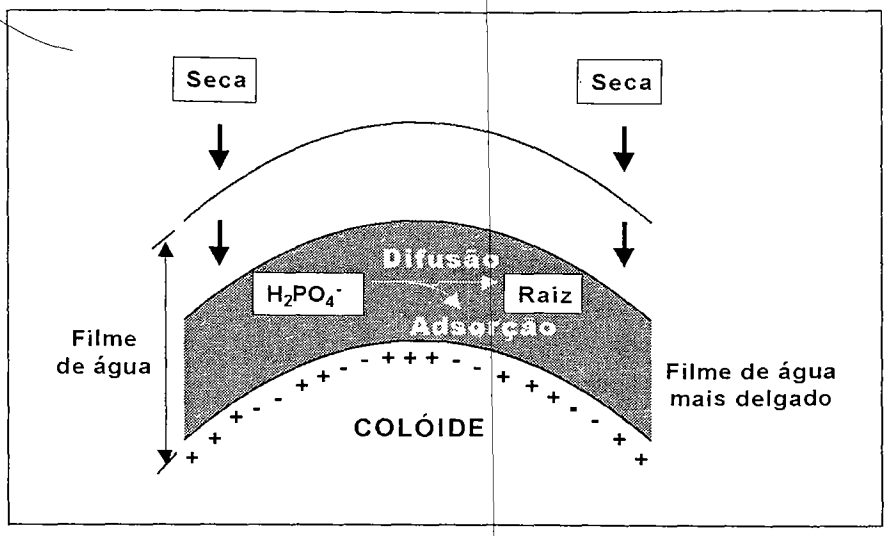


Figura 13. Efeito do teor de água em solo altamente intemperizado (com predomínio de cargas positivas) sobre o fluxo difusivo de fósforo no solo.
Fonte: Novais & Smyth (1999).

Ainda, na Eq. 5, I é a concentração do nutriente na solução do solo (fator intensidade) e Q é a concentração deste elemento adsorvido ao solo (trocável ou lábil), denominado fator quantidade. A diferencial $\delta I/\delta Q$ representa, na verdade, o inverso do poder tampão ou fator capacidade do nutriente no solo ($\delta Q/\delta I$). Em termos práticos, o poder tampão de um nutriente apresenta correlação positiva com o teor de argila de solos, particularmente naqueles solos com tipos de argila semelhantes.

Embora o coeficiente de difusão (D) esteja diretamente ligado ao fluxo difusivo (F) de um nutriente no solo, como se vê na Eq.5, deve ser ressaltado que ele não é, por si só, uma medida de F. Todavia, correlações significativas entre valores de D e absorção de nutriente, em diferentes condições, têm sido obtidas (Barber, 1974).

Deve-se compreender que, quando se altera um componente da Eq. 5, outros são, de alguma maneira, também, alterados, direta ou indiretamente. Por exemplo, quando se aumenta o valor de θ, altera-se o valor de f, por diminuir a tortuosidade e a viscosidade, aumentando o fator de impedância e, por conseguinte, o valor de D.

Calagem e Fosfatagem

Os componentes das Eq. 4 e 5 podem ser, também, indiretamente alterados pela adoção de técnicas agrícolas usuais, como calagem e a adição de fertilizantes fosfatados ao solo. Para Zn, Fe e Al, o aumento do pH do solo com a calagem ou a adição de P ao solo causam precipitação de suas formas iônicas que se encontravam em solução, diminuindo seus valores de $\delta I/\delta Q$ e, como esperado, de seu valor de $\delta c/\delta x$. Como conseqüência, há diminuição dos fluxos difusivos destes elementos nos solos, o que é inconveniente para a planta quanto ao Zn e o Fe, mas conveniente quanto ao Al.

A deficiência de Fe em plantas de café cultivadas em Latossolos ricos neste nutriente pode ser causada por condições que afetam o transporte deste nutriente no solo, como

teores de P e valores de pH elevados, e déficit hídrico no solo. O fluxo difusivo do Fe (F_{Fe}) em solos foi avaliado como variável de doses de P e de níveis de acidez e umidade (Nunes et al., 2004) (Quadro 19). Para isso, amostras superficiais de dois solos, um Latossolo Vermelho distroférrico típico A moderado textura muito argilosa, de Sete Lagoas, e um Latossolo Vermelho-Amarelo distroférrico A moderado textura média, de João Pinheiro, receberam 20 mg dm^{-3} de Fe na forma de $FeSO_4.7H_2O$ e, posteriormente, foram submetidas aos tratamentos: sem ou com calagem (para V = 60 %), sem ou com P (500 mg dm^{-3}, na forma de $NH_4H_2PO_4$) e três níveis de umidade correspondentes aos potenciais: -0,01, -0,04 e -0,10 MPa. Para a determinação do F_{Fe}, foram montadas câmaras de difusão que receberam uma lâmina de resina de troca catiônica como dreno de Fe. O Fe total adsorvido às lâminas foi extraído após 10 dias de contato com os solos, estimando-se o F_{Fe}.

A umidade foi preponderante sobre o F_{Fe} em ambos os solos, mas teve maior importância na ausência da calagem com ou sem a adição de P (Quadro 19). Isso se deve ao fato de que a precipitação de Fe em seus compostos de menor solubilidade previne maior F_{Fe}, mesmo sob condições de maior umidade.

Os resultados obtidos mostram que a calagem, bem como teores elevados de P disponível em solos, particularmente naqueles mais argilosos, como no Latossolo Vermelho férrico argiloso, de Patos de Minas, onde lavouras de café apresentaram sintomas de deficiência de Fe (Nunes et al., 2002), podem causar absorção insatisfatória deste nutriente pelas plantas, de modo particular quando estes solos são submetidos a déficits hídricos.

Quadro 19. Fluxo difusivo de ferro no solo de João Pinheiro (textura média) e de Sete Lagoas (muito argiloso) como variável de níveis de umidade e doses de fósforo e de calcário

Potencial hídrico (Ψ)	Testemunha	+ P	+ Cal	Média (Ψ)
	μmol cm^{-2}/10 dias			
	João Pinheiro (Latossolo Vermelho-Amarelo distroférrico)			
-0,01 MPa	4,17 Aaα	3,59 Aa	1,83 aβ	3,20
-0,04 MPa	3,03 Abα	2,88 Aab	1,74 aβ	2,55
-0,10 MPa	2,02 Acα	2,35 Ab	1,55 aα	1,97
Média	3,07	2,94	1,71	2,28
	Sete Lagoas (Latossolo Vermelho distroférrico)			
-0,01 MPa	6,15 Aaα	2,62 Aa	0,81 aβ	3,19
-0,04 MPa	4,00 Abα	2,11 Bb	0,59 aβ	2,23
-0,10 MPa	2,77 Acα	1,28 Bc	0,47 aβ	1,51
Média	4,31	2,00	0,62	2,31

Valores seguidos pela mesma letra maiúscula, na linha (dentro da dose de calagem, efeito de P), minúscula, na coluna (dentro de solo, efeito de umidade), e pela mesma letra grega na mesma linha, para a comparação do efeito de calagem, dentro dos tratamentos sem e com P, respectivamente, não diferem entre si pelo teste Tukey a 5 %.
Fonte: Adaptado de Nunes et al. (2004).

Ânion Acompanhante

Curiosamente, o ânion acompanhante da fonte de Zn aplicada ao solo tem também significativa influência sobre a difusão deste nutriente (Oliveira et al., 1999), como também acontece com o P e será visto mais tarde, no capítulo sobre P. No trabalho de Oliveira et al. (1999), amostras de dois solos foram submetidas a dois níveis de pH e duas fontes de Zn ($ZnCl_2$ e $ZnSO_4.7H_2O$) nas doses de 0, 20 e 40 mg dm^{-3} de Zn no solo. A umidade dos solos tratados foi elevada à capacidade de campo. O fluxo difusivo de Zn (F_{Zn}) para uma resina de troca de cátions, durante um período de 15 dias, foi avaliado (Quadro 20). O aumento do pH do solo acarretou grande diminuição do F_{Zn}.

Efeito semelhante foi observado para o teor de argila do solo: solo com maior teor de argila com menor F_{Zn}. O F_{Zn} foi maior quando a fonte utilizada foi $ZnCl_2$. Tal fato parece ser conseqüência da baixa capacidade de adsorção de Cl^- pelos solos em geral e da alta solubilidade do $ZnCl_2$, e sua conseqüente maior presença na solução do solo como ânion acompanhante do Zn.

Uma análise da Eq. 5, considerando determinado solo, com dado teor de um nutriente ($\delta I/\delta Q$ e $\delta c/\delta x$ constantes), a difusão deste nutriente até à raiz de uma planta variará diretamente com o conteúdo de água do solo (θ).

Quadro 20. Fluxo difusivo de zinco como variável de solo, pH, dose e íon acompanhante (fonte) após 15 dias de contato da lâmina de resina e amostras dos solos

Solo	pH_{H_2O}	Dose Zn (mg dm^{-3})			
		0	10	20	40
		μmol cm^{-2}/15 dias			
			$ZnCl_2$		
PV	4,87	0,003	0,035	0,088	0,169
	6,00	0,002	0,006	0,012	0,029
			$ZnSO_4$		
	4,87		0,027	0,060	0,126
	6,00		0,006	0,011	0,021
			$ZnCl_2$		
LV	4,64	0,002	0,064	0,251	1,064
			$ZnSO_4$		
	4,64		0,031	0,072	0,188

PV: Argissolo Vermelho (22 % argila). LV: Latossolo Vermelho (12 % argila).
Fonte: Oliveira et al. (1999).

Conteúdo de Água

Esse efeito de conteúdo de água do solo sobre a difusão de P em amostra de um Latossolo Vermelho-Escuro textura média (LEm) de cerrado, em casa de vegetação, foi

estudado por Ruiz (1985) e por Costa (1998) (Quadro 21). Ruiz (1985) cultivou soja, utilizando a técnica de raízes subdivididas, encontrando-se metade das raízes no vaso com solução nutritiva completa menos P, e metade em outro vaso com solo, onde se testaram doses de P em três níveis de umidade (Quadro 22). O exsudato xilemático foi coletado, analisando-se seu conteúdo de P e avaliando-se, também, o fluxo xilemático deste elemento para a parte aérea da soja. Os resultados mostraram que, mesmo para elevada dose de P, como 240 mg kg^{-1} de P, que corresponde, na prática, a 5,5 t ha^{-1} de superfosfato simples incorporados nos 20 cm superficiais do solo, seu fluxo xilemático caiu mais de trezentas vezes, quando o conteúdo de água retida a -0,01 MPa (-0,1 bar) caiu para aquele correspondente a -0,3 MPa (-3,0 bar) (Quadro 22). É interessante considerar que este menor conteúdo de água no solo era bastante para manter a planta com turgidez sem déficit hídrico aparente. E, nessa condição, o fluxo de P caiu para valores menores que aquele observado no solo sem a adição de P (solo com praticamente zero de P disponível pelo extrator de Mehlich-1), com umidade próxima à capacidade de campo (-0,01 MPa).

Quadro 21. Fluxo difusivo de fósforo em três solos influenciado pela umidade do solo. A dose de fósforo aplicada foi constante, correspondente a 50 % da capacidade máxima de adsorção de fósforo do solo

Solo	Teor de argila	Umidade (% porosidade)		
		20	60	80
	g kg^{-1}	μmol cm^{-2} / 15 dias		
LE1	130	0,41	0,61	0,91
LV	560	0,08	0,42	0,88
LE2	760	0,07	0,17	0,24

Fonte: Costa (1998).

Quadro 22. Efeito do conteúdo de água em amostra de um Latossolo Vermelho textura média sobre a translocação de fósforo para a parte aérea da planta e crescimento da soja

Dose de P	Água no solo	Exsudato	Área foliar
mg kg^{-1} solo	MPa (%)[1]	μg h^{-1} de P	cm^2
0	-0,30 (11,0)	0,012	109,5
	-0,04 (13,6)	0,033	150,3
	-0,01 (17,4)	0,059	165,8
240	-0,30 (11,0)	0,018	160,5
	-0,04 (13,6)	0,065	154,8
	-0,01 (17,4)	5,999	525,2

[1] Volume/volume.
Fonte: Ruiz (1985a).

Considerações

• A difusão de P em solos mais intemperizados, como o utilizado por Ruiz (1985a), parece ser praticamente interrompida em condições de umidade ainda, aparentemente, elevada. A elevada capacidade de adsorção de P neste tipo de solo, caracterizada por baixo valor de dI/dQ, parece ser a razão.

• O suprimento (transporte) e a conseqüente absorção de P pela planta parecem um processo descontínuo. Períodos de grande absorção quando o conteúdo volumétrico de água no solo é alto, próximo à capacidade de campo, são alternados com outros de transporte limitado ou nulo, quando a umidade do solo decresce a valores críticos para o transporte, embora, ainda, satisfatórios para a manutenção de plantas em crescimento.

• A tentativa de compensar a menor disponibilidade de água no solo, como meio de transporte de P, por meio de maiores doses deste nutriente, com o objetivo de aumentar o fluxo difusivo e, por conseguinte, aumentar a absorção de P, é pouco efetiva, principalmente em solos com maior fator capacidade de P (Ruiz et al., 1988; Novais & Smyth, 1999). Esta compensação é mais viável em solos menos intemperizados e, ou, mais arenosos, com maior $\delta I/\delta Q$.

• O mecanismo de acúmulo de formas de reserva de P na planta, principalmente para aquelas perenes, deve ter evoluído, isto em razão dos maiores e mais prolongados déficits hídricos, ao longo do ano, a que essas plantas estão sujeitas, se comparadas às anuais.

Sobre essas formas de reserva de P na planta, sabe-se que principalmente P inorgânico (Pi) acumula-se nos vacúolos daquelas plantas em condições de maior disponibilidade de P (Bieleski, 1973; Bieleski & Ferguson, 1983). Em condições de estresse, o Pi seria utilizado para a síntese de compostos orgânicos essenciais ao crescimento e desenvolvimento da planta. Essas grandes variações no conteúdo de Pi na folha de uma planta parece ser a razão para variações na concentração crítica de P em plantas cultivadas em solos com diferentes valores de poder tampão ou fator capacidade deste elemento (Q/I), como observadas por Muniz et al. (1985). Detalhes adicionais relativos a esse comportamento das plantas serão apresentados no capítulo referente ao P.

Sobre os valores dos coeficientes de difusão (D) em solos (Quadro 23), podem-se tirar algumas informações práticas interessantes. O valor de D do NO_3^- é algo em torno de 100.000 vezes maior que o do $H_2PO_4^-$. Disso pode-se assegurar sobre a alta mobilidade de NO_3^- nos solos, o que lhe pode acarretar expressivas perdas por lixiviação, pequeno ou nulo efeito residual ao longo dos anos de cultivo e fluxo de massa como o mecanismo de maior suprimento de N para as plantas. O valor muito menor de D para $H_2PO_4^-$ assegura-lhe sua "imobilidade" no solo (a difusão ocorre de distâncias não superiores a 1 mm da raiz, aproximadamente), sua virtual não-lixiviação e a difusão como mecanismo de suprimento predominante deste nutriente para a planta. O Zn, com valor de D mais próximo ao do $H_2PO_4^-$, apresenta comportamento semelhante a este quanto ao seu transporte, lixiviação, etc.

O valor de D para NH_4^+, aproximadamente dez vezes menor que o de NO_3^-, garante-lhe menor lixiviação que a observada para o NO_3^-, justificando os estudos no sentido de

utilizar inibidores da nitrificação (Tysdale & Nelson, 1970). Assim, a manutenção no solo de N na forma amoniacal por mais tempo, sem sua nitrificação, assegura ao fazendeiro que utilizou a fonte amoniacal menores perdas de N por lixiviação.

Quadro 23. Valores médios dos coeficientes de difusão (D) de alguns íons no solo

Íon	D
	$cm^2\ s^{-1}$
Na^+	$1,0 \times 10^{-5}$
NH_4^+	$(0,4 \text{ a } 3,0) \times 10^{-7}$
K^+	$2,3 \times 10^{-7}$
Ca_2^+	$(3,2 \text{ a } 7,4) \times 10^{-8}$
Zn^{2+}	$(3,1 \text{ a } 266,0) \times 10^{-10}$
NO_3^-	$(0,5 \text{ a } 5,0) \times 10^{-6}$
$H_2PO_4^-$	$(2,0 \text{ a } 4,0) \times 10^{-11}$

Fonte: Barber (1974).

Observa-se que o valor de D do NH_4^+ é semelhante ao do K^+ (Quadro 23), o que confere a este comportamento semelhante àquele discutido para o amônio.

A presença de micorrizas em plantas deverá contribuir com a absorção de nutrientes com pequenos valores de D, como do P e do Zn, e não daqueles com grandes valores, como os do NO_3^- e do Ca^{2+}.

É necessário enfatizar, também, a importância de raízes mais finas, como as capilares, aumentando o volume de solo explorado, para elementos, com menores valores de D, como o de P e Zn, com mobilidade restrita em termos de distância. Outro ponto que merece destaque é o efeito indireto que a interceptação radicular tem sobre o fluxo difusivo de nutrientes no solo. À medida que o sistema radicular cresce, explorando novas áreas do solo ainda ricas naqueles elementos de menor D, diminuem as distâncias para que a difusão ocorra, facilitando-a. Para ânions com maior mobilidade no solo, como o NO_3^-, esse efeito indireto do crescimento das raízes, facilitando a difusão, deverá ser muito menor, se presente.

Compactação do Solo

As menores respostas à adubação observadas em nossos solos, com os anos de cultivo, seriam, em boa parte, resultantes da degradação das propriedades físicas desses solos, levando ao aumento de suas densidades e, como conseqüência, à retenção com maior energia pelo solo de nutrientes como menores valores de D, preferencialmente ao fluxo difusivo (Figura 13). Com a compactação, aumenta a participação de microporos; com o aumento da energia de retenção da água no solo, aumenta sua viscosidade e a interação desses íons e superfície dos colóides ao longo de sua trajetória de difusão, fazendo com que o íon tenha de se difundir cada vez mais próximo de superfícies adsorventes, que os retêm. Para que o íon continue chegando até às raízes, doses cada

vez maiores terão de ser aplicadas, com vistas em aumentar a saturação nessas superfícies adsorventes pelo elemento e em manter o fluxo difusivo em níveis pelo menos razoáveis, em termos de demanda da planta (Figura 14 e Quadros 24 e 25). Nessas condições de degradação das propriedades físicas dos solos, há forte diminuição do fator de impedância, *f*, diminuindo o coeficiente de difusão D (Eq.5) e, como conseqüência, o fluxo difusivo (F) de íon no solo (Eq.4).

Um solo "cansado", como freqüentemente denominado pelos fazendeiros, que se torna menos responsivo à aplicação de fertilizantes, como de P, deve ter como característica principal a queda drástica do fluxo difusivo desse nutriente, que, embora presente em teores adequados no solo, não chega satisfatoriamente às raízes. A análise do solo indica teor alto do disponível, enquanto a planta indica acúmulo baixo. Assim, doses requeridas para manutenção da produtividade têm de ser bem maiores que as anteriormente usadas, particularmente nos solos com maior adsorção de P, por exemplo

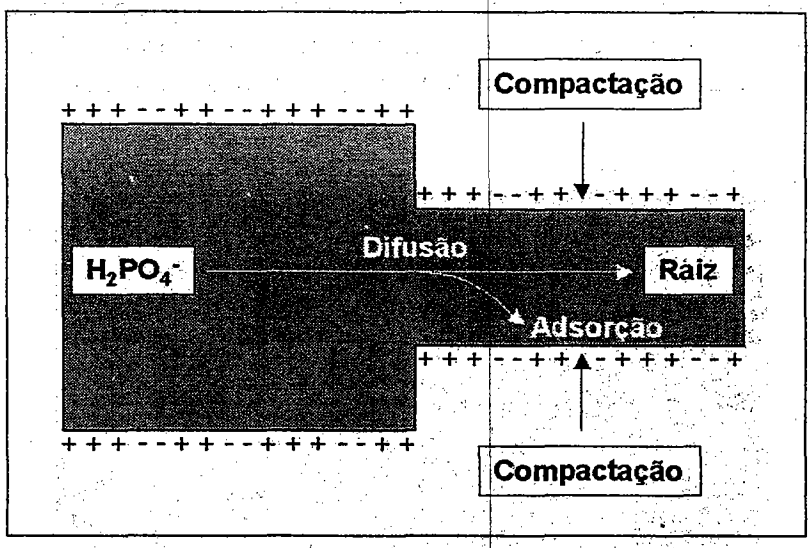


Figura 14. Efeito da compactação de uma amostra de um solo altamente intemperizado (com predomínio de cargas positivas) sobre o fluxo difusivo de fósforo no solo.
Fonte: Novais & Smyth (1999).

Quadro 24. Fluxo difusivo de potássio de um solo, influenciado pela umidade do solo. A dose de potássio aplicada foi correspondente a 40 % da CTC efetiva do solo

Solo - teor de argila	Umidade (% porosidade)		
	20	60	80
LE - 130 g kg^{-1}		$\mu mol\ cm^{-2}$ / 15 dias	
Sem compactação	9,9	28,7	51,5
Com compactação	7,6	15,6	24,9

Fonte: Costa (1998).

Quadro 25. Crescimento e conteúdo de fósforo em mudas de eucalipto influenciados pela dose de fósforo e pela compactação de um Latossolo Vermelho-Amarelo textura média

Densidade do solo	Dose de P	Altura da muda	Conteúdo de P
kg dm^{-3}	mg dm^{-3}	cm	g/vaso
1,30	0	4,6	0,366
	150	31,1	26,73
1,70	0	2,7	0,05
	150	23,7	11,90

Fonte: Ribeiro et al. (1987).

(Figura 15). A correção geralmente utilizada pelos fazendeiros nos solos "cansados" é deixá-los com pastagens por alguns anos, quando suas propriedades físicas são melhoradas pela estruturação proporcionada pela atividade intensa de organismos do solo e pela qualidade dos resíduos do sistema radicular das gramíneas.

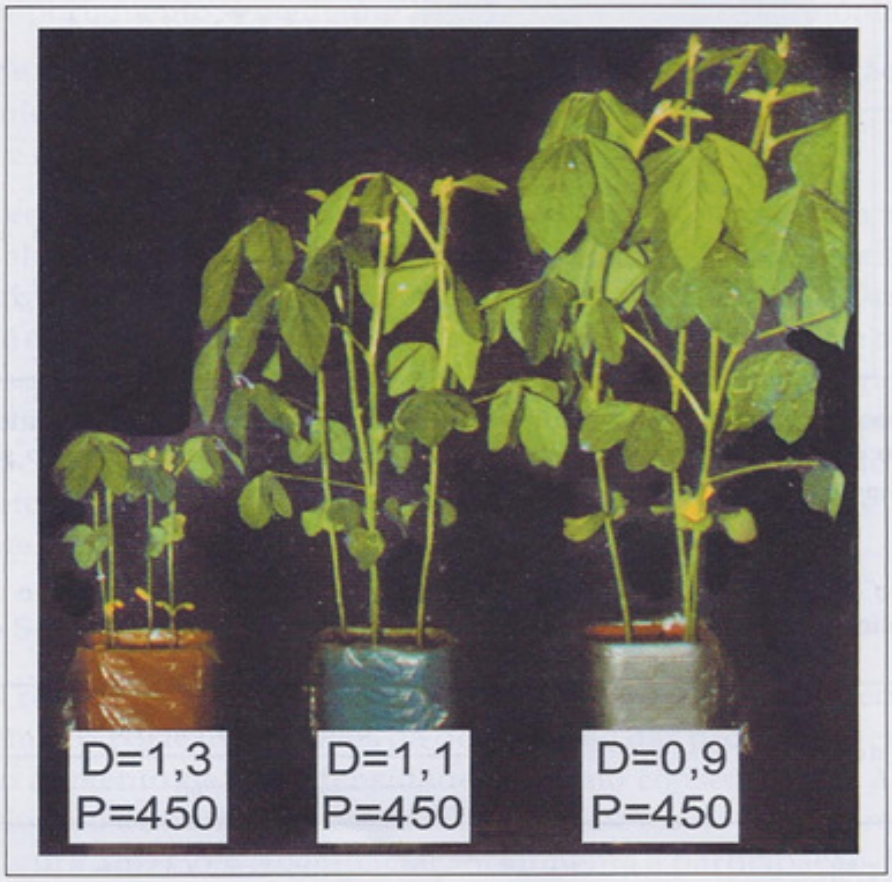


Figura 15. Efeito da compactação (D em kg dm^{-3}) de um Latossolo Vermelho-Escuro, com 610 g kg^{-1} de argila, com uma dose de 450 mg dm^{-3} de P comum aos três tratamentos, sobre o crescimento de soja.

Fonte: Ribeiro et al. (1985).

Idade da Planta

Nutrientes com menores valores de D são, de modo geral, mais críticos na fase inicial de crescimento da planta, dado o pequeno volume de solo explorado pelas raízes, bem como o não-estabelecimento da micorrização. Contrariamente, a demanda de nutrientes com grande valor de D, como de NO_3^- e de K^+, é crítica mais tarde, coincidente com estádios de crescimento de maior demanda. Esses nutrientes de maior valor de D são pouco dependentes do volume de raízes, como de micorriza, por serem transportados de grandes distâncias por fluxo de massa. Zn tende a ser problema mais crítico para o milho em seus estádios iniciais de crescimento, enquanto o N é transportado preferencialmente por fluxo de massa, mais tarde.

Interação Doses de Nutrientes *Versus* População de Plantas

Aspecto importante, intimamente relacionado com a mobilidade dos nutrientes no solo - valores de D -, diz respeito aos estudos sobre a interação doses de nutrientes × populações de plantas. Estudos sobre essa interação no plantio de milho são freqüentes na literatura, enquanto, para elementos como o P, dado seu pequeno valor de D, este estudo não tem muito sentido. Esse conceito foi desenvolvido por Bray (1954) (Figura 16).

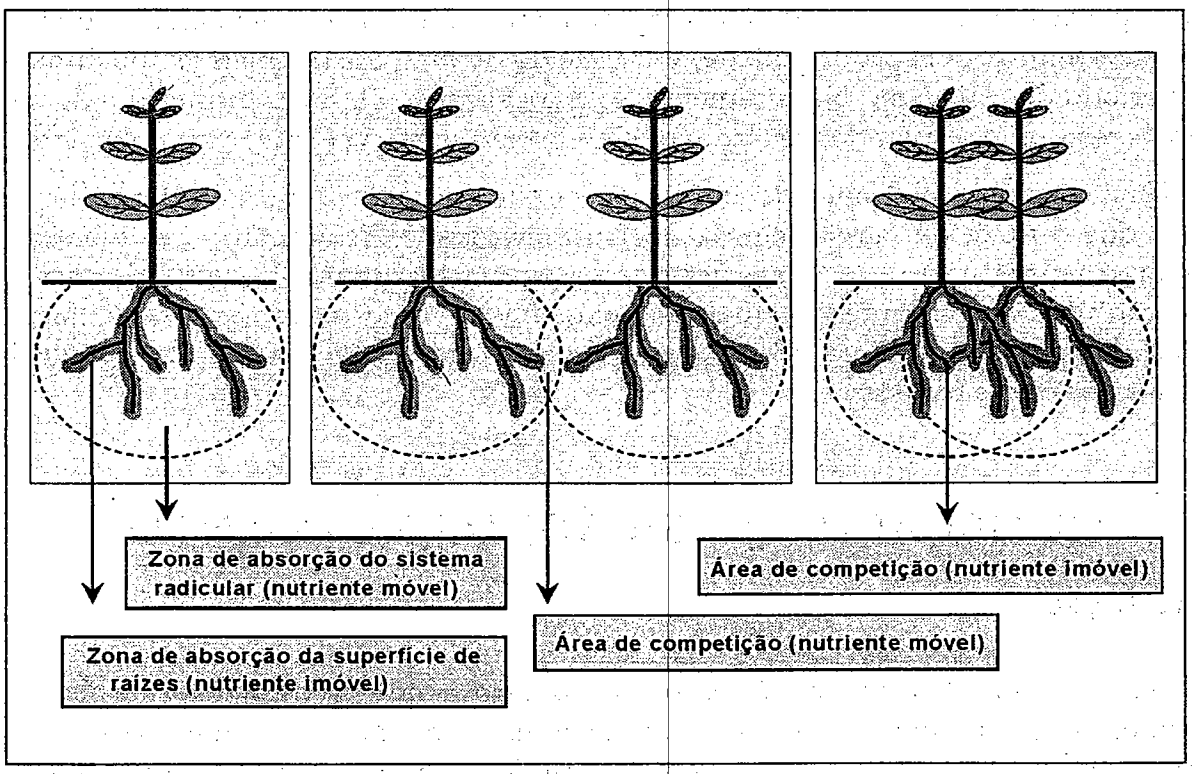


Figura 16. Competição entre plantas por nutrientes de alta mobilidade no solo, com grande valor de D, como NO_3^-, por exemplo, e por nutrientes "imóveis", com pequeno valor de D, como $H_2PO_4^-$, por exemplo.

Fonte: Adaptado de Bray (1954).

Observa-se que, à medida que aumenta a densidade de plantio ou população de plantas, a competição pelo nutriente mais móvel aumenta grandemente, o que não acontece para o nutriente "imóvel". A competição pelo "imóvel" somente vai existir em pequena ou mínima intensidade, uma vez que sua distância de transporte é algo não mais que 1 mm de distância da raiz. Assim, apenas naqueles locais onde raízes de duas plantas se tocam haverá competição entre elas pelo $H_2PO_4^-$. Como o volume de solo explorado pelas raízes de uma planta é, em média, 1 %, o contato de raízes entre plantas vizinhas é bastante pequeno. Disso, pode-se dizer que a quantidade de P a ser utilizada em um plantio de milho com 40.000 plantas ha^{-1} será, basicamente, a mesma a ser utilizada se essa população for aumentada para 60.000 plantas ha^{-1}, para produtividades semelhantes nas duas condições. Para N, esse aumento na densidade de plantio de milho requererá um aumento expressivo na sua dose, comparativamente à recomendada para a menor densidade.

Considerações Finais

Outros aspectos práticos relacionados com a mobilidade de nutrientes no solo e sua grande dependência à disponibilidade de água são demonstrados nos experimentos de localização da fonte de P em maior profundidade. Em anos mais secos, a localização mais profunda da fonte de P em relação à semente pode trazer aumentos significativos na produtividade de feijão, em solos de cerrado, por exemplo. A manutenção da umidade em níveis mais elevados, por mais tempo, em maiores profundidades, comparativamente à da superfície do solo, que seca mais rapidamente, seria a razão para esse resultado. Com mais umidade em profundidade, a difusão do P é mantida por mais tempo durante um período de estiagem. Naturalmente, essa localização de P em profundidade não trará os resultados esperados se o ano for chuvoso ou se houver irrigação suplementar.

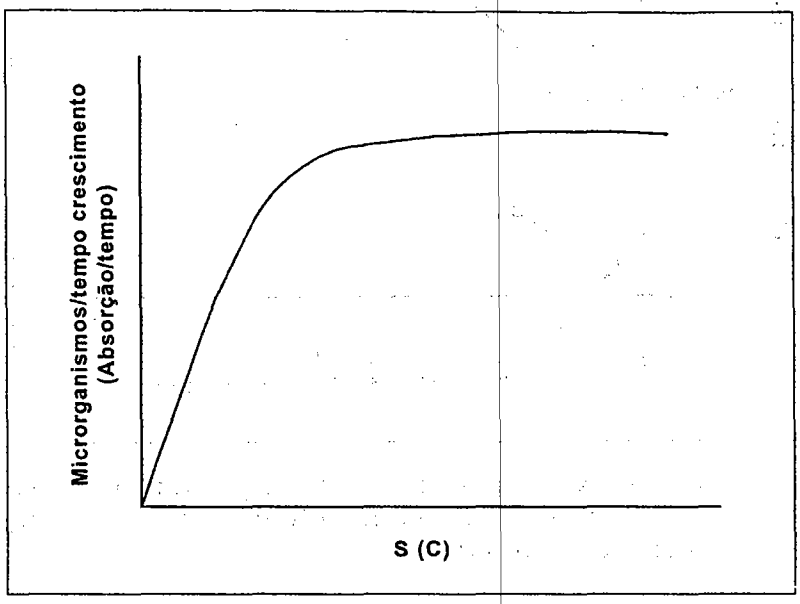
Uma consideração final e de amplo aspecto de aplicação prática é a dependência direta que o fluxo de massa tem da abertura estomática (condutância estomática), enquanto a difusão não, ou apenas indiretamente, mais tardiamente, por limitações na absorção ativa de nutrientes (gasto de energia). Assim, tecidos que transpiram menos, variações rápidas na abertura estomática, ao longo do dia, estarão em fase com o fluxo de massa e não com a difusão.

ABSORÇÃO (AQUISIÇÃO) DE NUTRIENTES

Introdução

Há uma bem conhecida relação entre fertilidade do solo e produtividade de plantas, mantidos os demais fatores de produção em níveis não-limitantes (veja capítulo II). Como tem sido mostrado ao longo de todo o texto, a planta tem seu crescimento diretamente dependente da concentração do nutriente na solução do solo, fator intensidade (I), e, indiretamente, do fator quantidade (Q) e do fator capacidade do nutriente ou capacidade tampão do solo do nutriente do solo (Q/I), que governam o valor de I.

Equações matemáticas são utilizadas para representar a relação entre a velocidade (taxa) com que a planta absorve o nutriente e a disponibilidade desse elemento em solução. A equação de Michaelis-Menten tem sido muito utilizada com esse objetivo. Essa equação foi desenvolvida para estudos de taxa de reação enzimática como variável dependente da quantidade de substrato hidrolisável disponível[13]. A semelhança entre a taxa de crescimento microbiano como variável da disponibilidade de substrato (S), a taxa de absorção de nutriente pela planta e a disponibilidade desse nutriente (C) foi estabelecida por Epstein & Hagen (1952) e tem, basicamente, a seguinte forma:



A equação de Michaelis-Menten é caracterizada por três constantes que podem ser mais facilmente entendidas pela analogia entre a eficiência do "bombeamento" do nutriente da solução pela planta e do bombeamento de água de uma cisterna. A quantidade de água retirada da cisterna depende da velocidade máxima de sucção ($V_{máx}$) da bomba, característica dependente da potência de seu motor, diâmetro da tubulação, etc. Uma bomba desenvolvida para succionar água não terá a mesma vazão se for utilizada para bombear óleo. A diferença entre densidade e viscosidade desses dois líquidos será responsável por resultados distintos. Portanto, mesmo tendo a mesma Vmáx (a bomba é a mesma), a afinidade entre a bomba e o líquido succionado é variável. Ela poderá ter grande afinidade com água, mas não com óleo, bombeando muito mais água, no mesmo período de tempo. A bomba succiona água de uma profundidade mínima ($P_{mín}$) do fundo da cisterna, para que não arraste barro. Portanto, quando o nível de água na cisterna fica abaixo de $P_{mín}$, o bombeamento é interrompido, mesmo que ainda haja água na cisterna.

---

[13] De maneira mais direta, pode-se dizer que é a relação entre a taxa de crescimento de microrganismos e a disponibilidade de substrato.

As constantes "velocidade máxima" ($V_{máx}$) ou Influxo máximo" ($I_{máx}$)[14], "constante de afinidade", mais freqüentemente denominada "constante de Michaelis-Menten" (K_m) e "concentração mínima" ($C_{mín}$), abaixo da qual não há influxo líquido, caracterizam a cinética de absorção de nutrientes da solução (Figura 17).

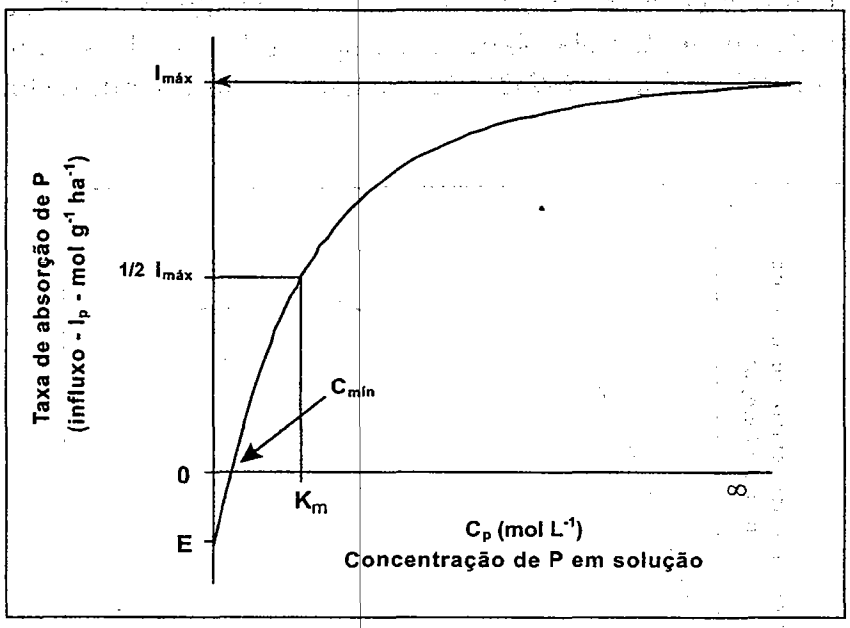


Figura 17. Curva de cinética da taxa de absorção de fósforo (influxo) ou de perda do P já absorvido (efluxo, E), como variável da concentração de fósforo em solução, mostrando as constantes deste modelo de cinética ($I_{máx}$, K_m e $C_{mín}$).

A equação de Michaelis-Menten é:

$$I = \frac{I_{máx}\, C_i}{K_m + C_i} \qquad (6)$$

Como a absorção líquida de um íon inicia-se acima de um valor de C_i denominado $C_{mín}$ (Figuras 17), condição para que o influxo (I) se iguale ao efluxo (E), a Eq.6 foi modificada para:

$$I = \frac{I_{máx}\, C_i}{(K_m + C_i) - E} \qquad (7)$$ [15]

---

[14] $V_{máx}$ foi inicialmente utilizada para reações enzimáticas e substituída, com mais freqüência, por $I_{máx}$ para a absorção de nutrientes.

[15] Com o aumento do conteúdo do nutriente em estudo na planta, os valores de E aumentam e os de $I_{máx}$ decrescem rapidamente, com pequenas alterações nos valores de K_m; os valores de $C_{mín}$ tornam-se bem menores em plantas bem supridas com esse nutriente comparativamente às mal supridas (Marschner, 1995).

ou

$$I = \frac{I_{máx}(C_i - C_{mín})}{K_m + (C_i - C_{mín})} \quad (8)$$

Nesta seção, enfatiza-se a relação entre um nutriente da solução (solução nutritiva, de modo geral) e a taxa de absorção ou influxo desse nutriente pela planta. Estudos de cinética de absorção de nutrientes têm sido utilizados para comparar espécies ou variedades (materiais genéticos) de plantas (Martinez et al., 1993), avaliar o efeito de micorrizas (Faquin et al., 1990), o efeito de outros elementos essenciais sobre a taxa de absorção de P (Magalhães, 1996) ou de elementos tóxicos, como Al (Alves et al., 1988; Petry et al., 1994), de morfologia de raízes (Clarkson, 1985; Anghinoni et al., 1989), de localização de uma fonte de P em relação ao sistema radicular (Castilhos & Anghinoni, 1988; Barros et al., 1993), de exclusão de P ou aplicação de doses variáveis de P, previamente à cinética (Fontes & Barber, 1984; Martinez et al., 1993), de forma iônica de P preferencialmente absorvida ($H_2PO_4^-$ ou HPO_4^{2-}) (Bieleski, 1973; Barber, 1980), de idade da planta (Clarkson, 1985), de pressão osmótica da solução (Ruiz et al., 1987), etc., tudo isso avaliado por alterações nos valores das constantes que caracterizam a cinética de absorção de nutriente pela planta toda, como nesses trabalhos, ou por apenas por raízes seccionadas[16].

O termo absorção indica o transporte de nutrientes para dentro da planta, através de membranas celulares. Como conseqüência do seu significado restrito, esse termo tem sido substituído por aquisição (Clarkson, 1985; Jungk, 1991; Marschner, 1995), de significado bem mais abrangente. A planta utiliza mecanismos que "tomam" o P do solo. Há uma "mineração" de nutrientes do solo pela planta (Clarkson, 1985). A idéia de o solo ceder nutrientes à planta e esta, de maneira passiva, absorvê-los é, com certeza, simplória.

Absorção, no sentido de mecanismos envolvidos na passagem de P através de membranas celulares, não é tratada neste texto, por fugir de seu escopo. Informações sobre este assunto, com extensa citação de literatura, são encontradas no trabalho de Logan et al. (1997), com o sugestivo título: "Plasma membrane transport systems in higher plants: From black boxes to molecular physiology" e no capítulo absorção de nutrientes (Fernandes & Souza, 2006) do livro Nutrição Mineral de Plantas (Fernandes, 2006).

Fala-se também, neste capítulo, sobre modelos mecanísticos de absorção de nutrientes.

---

[16] A utilização de segmentos de raízes, comparativamente à planta toda, é de particular importância para os estudos de mecanismos envolvidos na absorção, por não envolver o efeito da translocação que se segue à absorção. Considerando a limitada capacidade de acúmulo do absorvido e a falta de fotossíntese, os estudos cinéticos de absorção com raízes cortadas devem-se reduzir a curtos períodos de tempo (Barber, 1995).

Determinação das Constantes Cinéticas de Absorção

O método desenvolvido por Claassen & Barber (1974) é largamente utilizado na literatura sobre o assunto. Por esse método, é escolhida[17] uma concentração inicial do nutriente em estudo em solução que não seja inadequadamente grande ou pequena para o período experimental de absorção que se pretende adotar, para abranger toda a curva de absorção característica esperada[18] (Figura 18). Assim que a planta é transferida para essa solução, retiram-se alíquotas, periodicamente, quantificando-se a concentração do nutriente. Há decréscimo exponencial (hiperbólico, segundo a equação de Michaelis-Menten) da concentração do nutriente em solução, como conseqüência de sua absorção pela planta (Figura 18). Perdas de água, por evapotranspiração ao longo do experimento, bem como diminuição do volume da solução nutritiva pela retirada de alíquotas, devem ser consideradas para ter corrigido o volume para seu valor inicial e, por conseguinte, corrigida a concentração do nutriente em solução. Pela diferença entre as quantidades do nutriente absorvido, entre dois tempos consecutivos de retiradas de alíquotas, dividida pela unidade de raiz (peso, comprimento, superfície), determina-se o influxo (I) do nutriente, como variável de sua concentração na solução (Quadro 26).

Após uma hora de absorção de P por plantas de soja (Quadro 26), a concentração de P, já corrigida, caiu de 20,00 para 17,22 mmol L^{-1}. Em quantidade de P por vaso[19], essa concentração corresponde a:

(17,22 μmol L^{-1}) x 0,9 L (volume inicial de solução nutritiva no vaso, corrigido ao longo do experimento) = 15,50 μmol/vaso. O influxo (Ip) correspondente a esse primeiro período de uma hora de absorção é:

$$I_P = (18{,}00 - 15{,}50)\ (6{,}33\ g)^{-1}\ (\text{peso de raiz})\ h^{-1} = 0{,}395\ \mu mol\ g^{-1}\ h^{-1}$$

À semelhança do procedimento adotado para a estimativa da "constante de ligação" ("energia de ligação") e para a CMAP da equação de Langmuir (veja capítulo VIII), a linearização da equação de Michaelis-Menten é, também, o procedimento mais utilizado para estimar os valores das constantes $I_{máx}$ e K_m (Dowd & Riggs, 1965; Persoff & Thomas, 1988). Três transformações da equação hiperbólica de Michaelis-Menten podem ser utilizadas (Quadros 27 e 28).

---

[17] Podem-se também utilizar soluções com concentrações decrescentes, cada uma em um vaso ("steady-state"). Nesse caso, o tempo de amostragem da solução é constante, contrariamente ao método apresentado inicialmente, em que se mantém a concentração inicial constante e varia-se o tempo de amostragem. Todavia, em ambos os casos, as concentrações iniciais do nutriente, em cada vaso, decrescem com tempo de absorção. Críticas à utilização desses métodos que implicam depleção do nutriente na solução, com o tempo de contato com as raízes levaram ao desenvolvimento de métodos em que as concentrações do nutriente se mantêm constantes ao longo do tempo de absorção por meio, por exemplo, de um de sistema de fluxo contínuo da solução nutritiva em uma câmara com as raízes (Glass et al., 1987; Bloom, 1989). Sobre esses métodos, sugere-se ler, também, Escamilla & Comerford (1998).

[18] Espera-se encontrar uma região linear decrescente (tangente negativa) inicialmente, seguida de uma região curvilinear e, finalmente, uma região linear, tendendo à horizontal, com o decréscimo da concentração do nutriente em solução (C_i), com o aumento do tempo de sua absorção pela planta (Claassen & Barber, 1974).

[19] Método que permite estudar a cinética de absorção de nutrientes por raízes laterais de árvores adultas, em condições de campo, é apresentado por Escamilla & Comerford (1998).

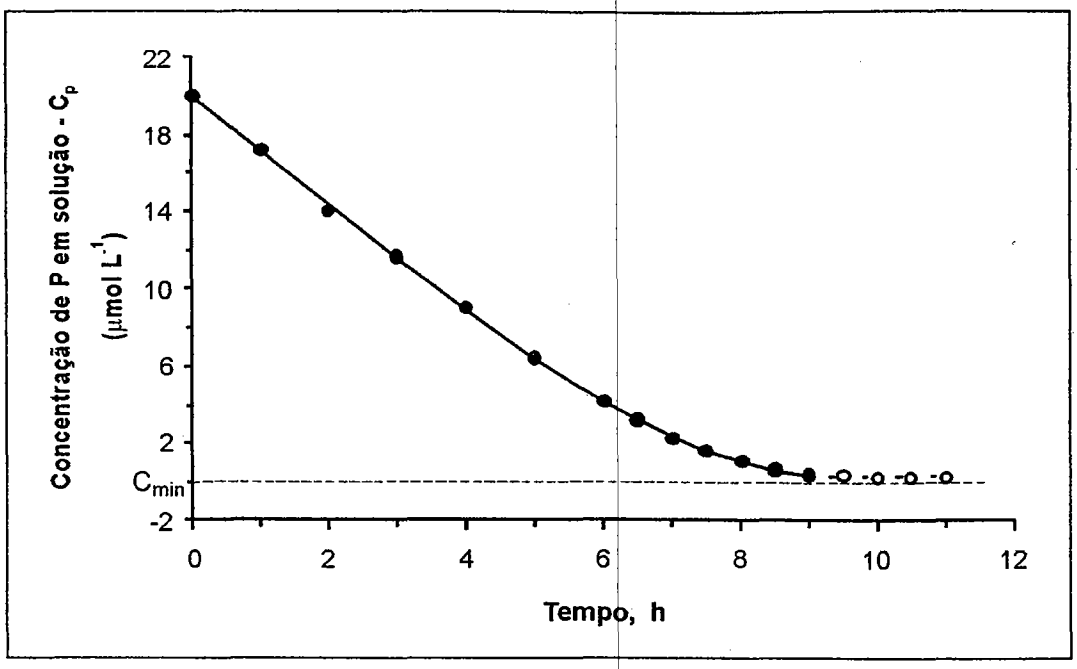


Figura 18. Curva de cinética de exaustão da concentração de fósforo da solução nutritiva (C_p), como variável do tempo de absorção desse nutriente por plantas de soja. Os resultados relativos aos quatro últimos tempos (-o-o-) foram criados e adicionados aos dados originais, para viabilizar a estimativa do $C_{mín}$.

Fonte: Novais (Dados não publicados).

Quadro 26. Influxo de fósforo (^{32}P) em plantas de soja, em diferentes tempos de amostragem da solução. Valores de concentração de fósforo na solução de exaustão, em duas unidades distintas (C_p e Q_p), já corrigidos para evapotranspiração, retirada das alíquotas (amostras) da solução e decaída radioativa

Tempo de amostragem	P em solução		Influxo de P (IP)
	C_P [1]	Q_P	
h	µmol L^{-1}	µmol/vaso de P	µmol g^{-1} h^{-1}
0,0	20,00	18,00	0,000
1,0	17,22	15,50	0,395
2,0	14,07	12,66	0,449
3,0	11,63	10,47	0,373
4,0	9,01	8,11	0,373
5,0	6,44	5,80	0,365
6,0	4,23	3,80	0,316
6,5	3,24	2,92	0,278
7,0	2,33	2,10	0,259
7,5	1,65	1,48	0,196
8,0	1,11	1,00	0,152
8,5	0,68	0,61	0,123
9,0	0,41	0,37	0,076

[1] Para um volume de solução no vaso já corrigido e igual a 0,9 L.

Fonte: Novais (dados não publicados).

Quadro 27. Transformações lineares da equação de Michaelis-Menten

Equação Michaelis-Menten[1]	Variáveis		Proposta de linearização[2]
	y	x	
$I_i = I_{max} C_i/(K_m + C_i)$	I_i	C_i	Não-transformada
$1/I_i = 1/I_{max} + (K_m/I_{máx})(1/C_i)$	$1/I_i$	$1/C_i$	Lineweaver-Burk
$C_i/I_i = (K_m/I_{máx}) + (1/I_{máx}) C_i$	C_i/I_i	C_i	Hanes-Woolf
$I_i = I_{max} - K_m (I_i/C_i)$	I_i	I_i/C_i	Eadie-Hofstee

[1] Ii = Influxo ou taxa de absorção; Imax = influxo máximo; Ci = concentração do elemento i em solução; Km = constante de Michaelis-Menten ou "constante de afinidade" (Bieleski, 1973). [2] Lineweaver & Burk (1934); Hofstee (1952); Dowd & Riggs (1965); Nye & Tinker (1977); Castells et al. (1985); Fageria et al. (1997).

Quadro 28. Ajuste não-linear e transformações lineares da Equação de Michaelis-Menten aos dados do experimento de absorção de fósforo (^{32}P) por plantas de soja (Quadro 26) e respectivos valores das constantes cinéticas

Ajustamento (transformação)	Equação	R^2	Constante cinética	
			$I_{máx}$	K_m
			$\mu mol\ g^{-1}\ h^{-1}$	$\mu mol\ L^{-1}$
Não-linear[1]	$I_P = 0{,}468\ C_P/(2{,}0967 + C_P)$	0,978[3]	0,468	2,097
Lineawaver-Burk[2]	$1/I_P = 2{,}160 + 4{,}4438(1/C_P)$	0,993	0,463	2,057
Hanes-Woof[2]	$C_P/I_P = 4{,}378 + 2{,}1667C_P$	0,988	0,462	2,023
Eadie-Hofstee[2]	$I_P = 0{,}464 - 2{,}0513\ I_P/C_P$	0,954	0,464	2,051

[1] Modelo hiperbólico ajustado pelos quadrados mínimos. [2] Persoff & Thomas (1988). [3] Proporção da variância explicável dos desvios (modelos não-linear e linear).

A determinação das constantes $I_{máx}$, K_m e $C_{mín}$ pode, também, ser feita pelo processo gráfico-matemático de Ruiz (Cometti et al., 2006).

Relação entre as Constantes K_m, $I_{máx}$ e $C_{mín}$ e a Absorção de Nutrientes

O fato de haver uma zona de depleção em torno das raízes dos nutrientes de menor mobilidade no solo, transportados preferencialmente por fluxo difusivo (Barber, 1995) indica que o maior limitante à absorção destes nutrientes é o fluxo difusivo, o que indica que, dentro de certos limites, uma planta não é favorecida por apresentar mecanismos de absorção mais eficientes que os de outra (Bieleski, 1973; Martinez et al., 1993). Assim, mudanças nos valores das constantes cinéticas $I_{máx}$, K_m e $C_{mín}$ (Quadros 29 e 30) têm mostrado pequeno efeito relativo sobre a absorção de nutrientes com transporte preferencial por difusão (Barber, 1995). Nessas condições, o comprimento ou taxa de crescimento de raiz torna-se uma característica de extrema importância.

Por outro lado, para que se inicie a depleção em torno da raiz de nutrientes com baixa mobilidade no solo, é essencial que a planta apresente um $C_{mín}$ inferior à concentração de P na solução (solo ou solução nutritiva). Um $C_{mín}$ de 0,28 μmol L^{-1} de P[20] para o milho (Vale et al., 1984), o qual poderá decrescer com o avanço em idade da planta (Fox et al., 1974), dá uma idéia do pequeno valor de P em uma solução, acima do qual há influxo líquido desse nutriente, e da sua importância para solos com grande FCP. Para essas condições, menores valores de K_m seriam mais convenientes que grandes valores de $I_{máx}$, uma vez que as concentrações de P normalmente encontradas na solução de nossos "solos-drenos" não serão suficientes para obter esse valor ($I_{máx}$).

Segundo Williams & Yanai (1996), para condições de concentração de um nutriente na solução do solo (C_i) superior ao valor de $I_{máx}$ de uma planta, a absorção desse nutriente pela planta será governada pelo valor de $I_{máx}$. Por outro lado, se o valor de C_i for menor que o $I_{máx}$, a absorção do nutriente será governada pelo seu suprimento (transporte até à raiz) pelo solo. Portanto, para as condições da maioria de nossos solos, caracterizados por forte dreno não apenas de P, mas também de micronutrientes, como Zn, Cu, dentre outros, tem-se na difusão o maior gargalo de sua absorção pela planta.

Embora a relação entre a variação de valores de K_m e de $I_{máx}$ não seja clara em muitos trabalhos (Fontes & Barber, 1984; Martinez et al., 1993[21]), aumentos de $I_{máx}$ com aumentos de K_m têm sido observados (Anghinoni et al., 1989).

Quadro 29. Valores das constantes $I_{máx}$, K_m e $C_{mín}$ da cinética de absorção de potássio, cálcio e magnésio por mudas de quatro clones de eucalipto

Clone[1]	Potássio			Cálcio			Magnésio		
	$I_{máx}$	K_m	$C_{mín}$	$I_{máx}$	K_m	$C_{mín}$	$I_{máx}$	K_m	$C_{mín}$
	μmol g^{-1} h^{-1}	μmol L^{-1}		μmol g^{-1} h^{-1}	μmol L^{-1}		μmol g^{-1} h^{-1}	μmol L^{-1}	
7074	0,4 b[2]	21,3 a	9,4 a	0,7 b	69,8 a	46,3 a	0,7 a	77,3 b	68,4 a
57	1,1 a	6,7 a	4,1 a	1,6 b	45,5 b	15,1 a	0,9 a	79,5 b	54,5 a
1213	1,0 a	10,9 a	3,4 a	2,9 a	72,2 a	44,0 a	1,5 a	91,0 ab	60,6 a
129	1,3 a	6,2 a	3,4 a	1,3 b	65,4 a	34,1 a	1,8 a	122,0 a	74,3 a
Média	0,9	11,2	5,1	1,6	63,2	34,9	1,2	92,5	64,4
CV[3] (%)	38,1	62,2	56,9	57,6	21,5	53,7	40,9	22,2	13,4

[1] Híbridos de *E. grandis* (clones 7074, 57 e 129) e híbrido de *E. grandis* x *E. urophylla* (clone 1213). [2] Valores seguidos de mesma letra, em cada coluna, não diferem significativamente entre si pelo teste Duncan a 5 %. [3] Coeficiente de variação das médias entre os clones.

Fonte: Lima et al. (2005).

[20] Este valor corresponde a 0,0087 mg L^{-1} de P em solução.

[21] O suprimento de doses crescentes de P a três variedades de soja, em solução nutritiva, mostrou, para duas variedades, diminuição dos valores de $I_{máx}$ e de K_m, com o aumento da dose de P. Por outro lado, para a terceira variedade, observou-se diminuição de $I_{máx}$ e nenhuma alteração significativa de K_m com o aumento de P.

Quadro 30. Concentração inicial de fósforo (C_0) e valores das constantes $I_{máx}$, K_m e $C_{mín}$ da cinética de absorção de fósforo por diferentes espécies, obtidos por diversos pesquisadores no País

Espécie	C_0	$I_{máx}$	K_m	$C_{mín}$	Referência
	μmol L^{-1}	μmol g^{-1} h^{-1}	—— μmol L^{-1} ——		
Soja não-micorrízica[1]	15	1,31	5,24	0,29	Faquin et al. (1990)
Soja micorrízica	15	1,50	6,70	0,11	Faquin et al. (1990)
Arroz	32,2[2]	0,37[3] [4]	9,33[3]	-	Furlani (1988)
Trigo	20	0,84[5]	3,07[5]	-	Alves et al. (1988)
Trigo	30-40[6]	5,1[7]	6,0	3,3	Anghinoni et al. (1989)
Milho	30-40[6]	3,8[7]	-	1,5	Anghinoni et al. (1989)
Arroz	30-40[6]	3,6[7]	5,3	1,5	Anghinoni et al. (1989)
Aveia	30-40[6]	0,8[7]	1,8	0,5	Anghinoni et al. (1989)
Colza	30-40[6]	0,4[7]	2,0	0,4	Anghinoni et al. (1989)
Milho[8]	10	0,79	2,55	0,28	Vale et al. (1984b)
Soja[9]	20	0,55	5,55	0,54	Martinez et al. (1993)
Soja	21,15	0,39[10]	2,12	-	Castells et al. (1985)

[1] Para o nível de nutrição 1. [2] Concentração intermediária às três utilizadas. [3] Média para as três linhagens estudadas. [4] Expresso em comprimento de raiz (m). [5] Média de dois cultivares. [6] Variável conforme a espécie estudada. [7] Expresso em μmol cm^{-2} (raiz) s^{-1}. [8] Para plantas pré-cultivadas com NO_3^-, na ausência de Al. [9] Média de três variedades, crescidas em solução com 0,023 μmol L^{-1}. [10] Tratamento sem Al; determinação pelo método gráfico-matemático de Ruiz (1985b).

Modelos Mecanísticos de Absorção

Em seu excelente trabalho sobre modelos de simulação em agricultura, Passioura (1996) considera que a modelagem, de modo geral, envolve dois grupos básicos, quanto ao aprofundamento e objetivos: os modelos científicos, mecanísticos, que procuram aumentar nosso entendimento sobre a fisiologia de plantas e sua interação com o ambiente, e os modelos baseados em relações empíricas entre a planta e as principais variáveis ambientais (denominado por esse autor modelos de engenharia). Os modelos pertencentes ao primeiro grupo procuram ser úteis à formação e evolução acadêmica dos envolvidos em seu desenvolvimento e, freqüentemente, apresentam poucas soluções práticas; por outro lado, os do segundo grupo procuram soluções práticas e funcionais, em fazendas, por exemplo. Segundo Monteith (1996), os modelos científicos identificam falhas ou lacunas de informações mais exatas e, portanto, estimulam novos trabalhos científicos. Como conseqüência, os modelos, particularmente os de simulação em agricultura, têm sido desenvolvidos com maior rapidez que a da obtenção de determinações rigorosas, necessárias à calibração e validação desses modelos. Os modelos científicos procuram entender como as coisas acontecem, enquanto os modelos tidos como empíricos procuram resolver problemas práticos. Portanto, os modelos desses dois grupos podem ser denominados mecanísticos e funcionais, respectivamente.

Nesta seção, vamos apresentar algumas idéias gerais sobre o modelo mecanístico da simulação da absorção de nutrientes pela planta.

Esses modelos de absorção são muito dependentes do transporte de nutrientes no solo. Para o caso particular daqueles nutrientes com baixa mobilidade, como P, Zn, Cu, dentre outros, os modelos são altamente dependentes da difusão. Esta, por sua vez, depende do suprimento deste elemento, da disponibilidade de água, compactação do solo, etc., como será comentado neste capítulo e, por conseguinte, do crescimento das raízes e da interação entre elas, de características das raízes e da planta (como morfologia, associações microbianas, demanda do nutriente, etc.), ou do ambiente circundante dessas raízes (efeito de exsudatos, alterações de pH, etc.). Boa parte de tudo isso é variável conforme a idade da planta e dependente da heterogeneidade, a curta distância, das propriedades do solo em que a planta cresce e desenvolve. A complexidade da simulação aumenta com a eficiência da planta em utilizar o nutriente absorvido na produção de matéria seca como variável dependente ou não do fator capacidade do nutriente no solo (veja capítulo VIII), ainda não considerado nos modelos atuais de absorção (aquisição) de nutriente como o P.

Boa parte dessa complexidade é contornada ao utilizar, nos modelos, valores médios de diversas características de planta e ambiente, sabidamente variáveis (Amijee et al., 1991). Essa complexidade exigida pelo modelo gera grande dificuldade: as informações necessárias não são práticas o bastante para serem conseguidas em condições de campo (Boote et al., 1996) ou, como justifica Passioura (1996): "o apetite por dados científicos desses modelos pode ser demasiadamente grande".

Os modelos mecanísticos que simulam a absorção de nutrientes do solo pelas plantas têm como base o transporte (fluxo de massa e difusão) do nutriente no solo até à raiz e a absorção do nutriente na solução junto à raiz, segundo a cinética de Michaelis-Menten (Claassen et al., 1986).

Em sua ampla revisão sobre o assunto, Amijee et al. (1991) apresentam um modelo de suprimento de P para a raiz, pré-condição para a absorção, considerado muito simples por esses autores, embora para aqueles iniciantes neste assunto as equações utilizadas pareçam extremamente complexas (Novais & Smyth, 1999).

Um modelo mecanístico para simulação de absorção de nutriente, de modo geral, largamente utilizado, é o de Barber-Cushman (Barber, 1995). Nesse modelo, a utilização da equação que estima a variação da concentração do íon em torno da raiz, com o tempo, é válida, se atendida uma série de dèz pressuposições (Barber, 1995): Algumas delas: (a) homogeneidade do solo; (b) o conteúdo de água do solo constante, próximo à capacidade de campo; (c) a atividade microbiológica junto à raiz, bem como a produção de exsudatos radiculares, não altera o fluxo de nutriente; (d) a relação entre o influxo e a concentração do nutriente em solução é descrita pela cinética de Michaelis-Menten; (e) a ausência de pêlos radiculares e de micorriza; (f) o influxo não é alterado pela idade da planta; (g) o influxo independe da taxa de absorção de água.

Claramente, observa-se que, em condições de campo, muitas, ou a maioria, dessas pressuposições não são atendidas. O argumento de que modelos mecanísticos, com

freqüência, têm como objetivo maior identificar falhas do conhecimento disponível e definir diretrizes de novas pesquisas, mais que apresentar soluções práticas, mesmo quando suas indicações aproximam-se de resultados observados, parece ser correto.

As variáveis utilizadas no modelo final de Barber-Cushman para a estimativa da absorção de nutrientes por uma planta são:

D = coeficiente de difusão ($cm^2\ s^{-1}$)
b = poder tampão ou FC (adimensional)
C_i = concentração inicial do elemento em solução ($\mu mol\ L^{-1}$)
V_0 = influxo médio de água ($cm^3\ cm^{-2}\ s^{-1}$)
r_1 = meia-distância entre raízes (cm)
r_0 = raio médio da raiz (cm)
L_0 = comprimento inicial de raiz (cm)
K = taxa de crescimento de raiz ($cm\ s^{-1}$)
$I_{máx}$ = influxo máximo ($nmol\ m^{-2}\ s^{-1}$)
K_m = constante de Michaelis - Menten ($\mu mol\ L^{-1}$)
$C_{mín}$ = concentração mínima ($\mu mol\ L^{-1}$)

Amijee et al. (1991) listam e discutem as características gerais de 21 modelos de simulação de suprimento/absorção de nutrientes, desenvolvidos de 1961 a 1991.

A resolução desses modelos passa, normalmente, por cálculos numéricos complexos e dependem de computadores. Sua validação é feita pela comparação dos resultados estimados com os observados em condições controladas de crescimento de plantas ou mesmo em condição de campo (Itoh & Barber, 1983a; Claassen et al., 1986; Silva & Magalhães, 1989; Comerford et al., 1994; Barber, 1995). A absorção de P pelo tomateiro, em vasos, em casa de vegetação, cultivado em amostras de um Latossolo Vermelho-Amarelo (LV) e na mistura, meio a meio em peso, desse solo e areia (LV + areia), estimada pelo modelo de Barber-Cushman (ou de Cushman-Barber, dependendo do trabalho em que se faz a citação do modelo), foi de 53,6 μmol/vaso de P no LV[22] e de 72,0 μmol/vaso de P no LV + areia; os valores observados, pela análise do P na planta, foram de 63,5 e 64,1 μmol/vaso de P, respectivamente (Silva & Magalhães, 1989). A razoável semelhança entre os valores estimados e observados valida o modelo, para as condições do experimento.

A praticidade desses modelos esbarra, evidentemente, em toda a informação requerida e não-disponível em condições práticas, de modo geral.

---

[22] Para este solo (LV), os valores das variáveis utilizadas no modelo de Cushman-Barber para estimar o P absorvido pelas plantas de tomate foram:

$D = 1{,}30\ 10^{-10}\ cm^2\ s^{-1}$
$b = 2.430$
$C_i = 0{,}967\ \mu mol\ L^{-1}$
$v_o = 2{,}25\ 10^{-7}\ cm^3\ cm^{-2}\ s^{-1}$
$r_1 = 0{,}610\ cm$
$r_o = 0{,}024\ cm$
$L_o = 10{,}0\ cm$
$K = 0{,}0040\ cm\ s^{-1}$
$I_{máx} = 3{,}42\ 10^{-7}\ \mu mol\ cm^{-2}\ s^{-1}$
$K_m = 0{,}00699\ \mu mol\ cm^{-3}$
$C_{mín} = 0{,}0030\ \mu mol\ cm^{-3}$

Análise de Sensibilidade dos Modelos Mecanísticos de Absorção

Cada uma das diversas variáveis do modelo de simulação de absorção de um nutriente em estudo pode ter sua efetiva participação nos resultados avaliada, fazendo com que cada um deles varie, mantendo-se as demais constantes (Barber, 1995). Silva & Magalhães (1989) utilizaram esse tipo de análise, para as características do modelo de Cushman-Barber, utilizado para estimar a absorção de P por plantas de tomate, em casa de vegetação (outros detalhes apresentados anteriormente). Nessa análise, os autores variaram o valor de cada característica do modelo de 0,5 a 2,0 vezes seu valor inicial, mantendo as demais características com os valores iniciais e estimando o efeito dessa variação sobre a absorção de P (Figura 19).

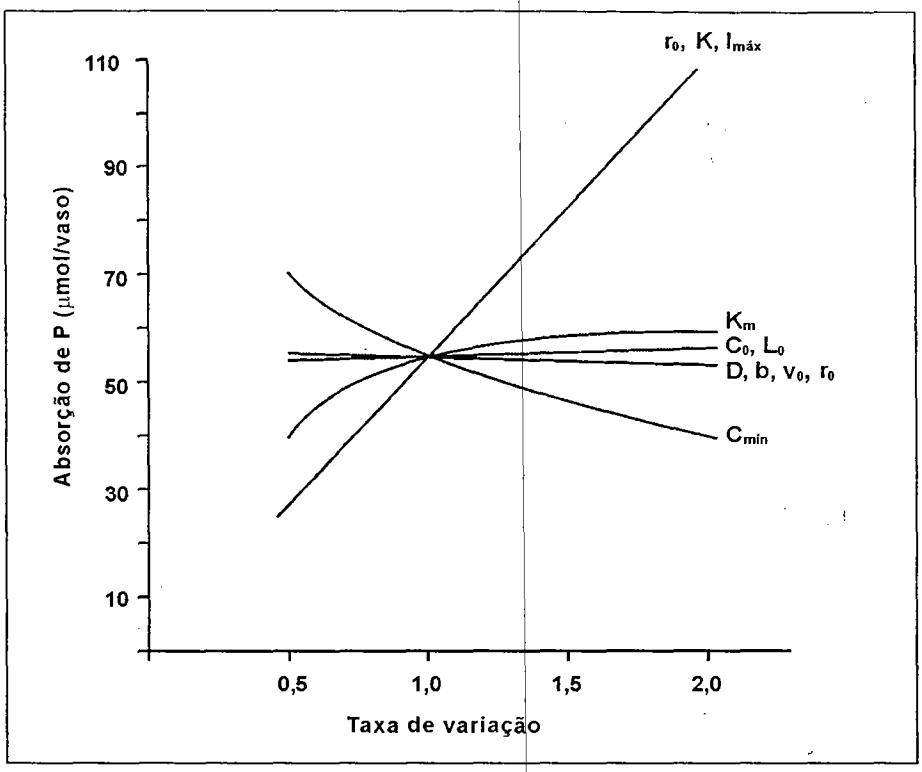


Figura 19. Análise de sensibilidade, para a alteração de 0,5 a 2,0 vezes os valores das variáveis iniciais do modelo de Cushman-Barber, utilizado na estimativa de P absorvido pelo tomateiro em amostra de um LV, em casa de vegetação. ro = raio médio da raiz; K = taxa de crescimento de raiz; $I_{máx.}$ = influxo máximo; K_m = constante de Michaelis; C_0 = concentração inicial de P em solução; L_0 = comprimento inicial da raiz; D = coeficiente de difusão de P; b = poder tampão de P; v_0 = influxo de água na raiz; r_i = meia distância axial entre raízes, e $C_{mín.}$ = concentração mínima.

Fonte: Silva & Magalhães (1989).

Os resultados indicaram sensível aumento da absorção de P com o aumento dos valores do raio médio da raiz (r_0), taxa de crescimento da raiz (K) e influxo máximo ($I_{máx}$); independência para com aumentos dos valores da concentração inicial de P na solução do solo (C_0), comprimento inicial da raiz (L_0), coeficiente de difusão de P no solo (D),

"poder tampão" ou fator capacidade de P (b), influxo de água na raiz (v_0) e meia-distância axial entre raízes (r_1); pequeno aumento na absorção estimada, com o aumento do K_m e com a diminuição do $C_{mín}$ (Figura 19)[23].

São evidentes os desvios entre o esperado e o observado pela análise de sensibilidade para diversas características. Entre elas a indiferença do modelo ao poder tampão ou fator capacidade de P (b), à concentração inicial de P (C_0) e ao coeficiente de difusão (D) fica difícil de entender, a não ser que se considere a inadequabilidade da análise para um único solo, que recebeu uma única dose de P, fazendo com que todos os valores dessas características, na prática, tenham sido constantes.

Resultados da análise de sensibilidade, para a estimativa da absorção de P (Barber-Cushman) por soja, em vasos, mostraram, para o solo utilizado, pequena sensibilidade da absorção estimada a variações nos valores das características cinéticas $I_{máx}$, K_m e $C_{mín}$ (Silberbush & Barber, 1983a,b). Essa observação indica que o suprimento de P para a raiz foi mais crítico que a absorção (influxo). Portanto, para nossos solos mais intemperizados, com maior FCP, tudo indica que o suprimento de P para a raiz é crítico, dado o forte caráter-dreno desses solos (veja capítulo VIII).

LITERATURA CITADA

ADAMS, F. Ionic concentrations and activities in soil solutions. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 35:420-426, 1971.

ADAMS, F. Soil solution. In: CARSON, E.W., ed. The plant root and its environment. Charlottesville, University Press of Virginia, 1974. p.441-481.

ALVAREZ V., V.H. & RIBEIRO, A.C. Calagem. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G. & ALVAREZ V., V.H., eds. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação. Viçosa, MG, CFSEMG, 1999. p.43-60.

ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS, R.F.; DIAS, L.E. & OLIVEIRA, J.A. Determinação e uso do fósforo remanescente. B. Inf. SBCS, 25:27-32, 2000.

ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; CANTARUTTI, R.B. & LOPES, A.L. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G. & ALVAREZ V., V.H., eds. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação. Viçosa, MG, CFSEMG, 1999. p.25-32.

ALVES, V.M.C.; NOVAIS, R.F.; NEVES, J.C.L. & BARROS, N.F. Efeito do alumínio sobre a absorção e translocação de fósforo e sobre a composição mineral de duas cultivares de trigo. Pesq. Agropec. Bras., 23:563-573, 1988.

---

[23] Uma análise de sensibilidade em dimensões múltiplas (sete dimensões), apresentada por Williams & Yanai (1996), permite identificar a importância da interação de características de um modelo de absorção de nutrientes. A forte dependência de uma característica à grandeza dos valores de outras indica a importância desse método em testes de sensibilidade de modelos desenvolvidos.

V – ACIDEZ DO SOLO E SUA CORREÇÃO

Djalma Martinhão Gomes de Sousa[1/], Leo Nobre de Miranda[1/] & Sebastião Alberto de Oliveira[2/]

[1/] Embrapa Cerrados. Br 020, Km 18 Rod. Brasília-Fortaleza, Caixa Postal 0823, CEP 73310-970 Planaltina (DF).
dmgsousa@cpac.embrapa.br; leo@cpac.embrapa.br

[2/] Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília - UnB. Caixa Postal 04508, CEP 70910-970 Brasília (DF).
oliveira@unb.br

Conteúdo

INTRODUÇÃO 206
CONCEITO ÁCIDO-BASE 207
ACIDEZ DO SOLO 210
Origem da Acidez do Solo 210
Remoção de Bases 210
Grupos Ácidos da Matéria Orgânica do Solo 211
Argilominerais Silicatados e não Silicatados 212
Fertilizantes Minerais 212
Componentes da Acidez e Capacidade de Troca de Cátions (CTC) do Solo 213
Determinação da Acidez do Solo 215
Considerações Gerais 215
Acidez Ativa 216
Acidez Trocável 219
Acidez Potencial 220
Proporcionalidade dos Diferentes Tipos de Acidez do Solo 221
Efeitos da Acidez do Solo 221
O pH e a Disponibilidade de Nutrientes 222
O Alumínio em Solos Ácidos 225
Saturação por Alumínio e Crescimento de Plantas 226
Alterações de pH na Região da Rizosfera 229
CORREÇÃO DA ACIDEZ DO SOLO 230
Princípios da Calagem e Qualidade do Calcário 230
Acidez Superficial 232

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

Determinação da Necessidade de Calagem 234
Método da Curva de Incubação 234
Método da Neutralização da Acidez Trocável 236
Método da Solução-Tampão SMP 236
Método do pH e do Teor de Matéria Orgânica do Solo 238
Método da Neutralização da Acidez Trocável e Elevação dos Teores de Ca e Mg Trocáveis 238
Método da Saturação por Bases 240
Quantidade de Calcário a ser Aplicada 242
Efeitos da Calagem em Culturas 243
Escolha do Corretivo 244
Época e Modo de Aplicação do Calcário 249
Supercalagem 252

CORREÇÃO DA ACIDEZ DO SOLO EM PROFUNDIDADE 252
Incorporação Profunda do Calcário 252
Gessagem 254
Associação do Gesso Agrícola com o Calcário 255
Gesso Agrícola como Fonte de Cálcio e de Enxofre para as Culturas 255
Alterações nas Características Químicas do Solo com o Uso do Gesso 256
Respostas das Culturas à Gessagem 258
Recomendação do Gesso Agrícola 262
Recomendação com Base na Textura do Solo 262
Recomendação com Base na Determinação do Fósforo Remanescente 263

CÁLCIO E MAGNÉSIO COMO NUTRIENTES 264
Cálcio 265
Magnésio 265
Respostas das Plantas a Cálcio e Magnésio 266

LITERATURA CITADA 268

INTRODUÇÃO

A maioria dos solos brasileiros apresenta limitações ao estabelecimento e desenvolvimento dos sistemas de produção de grande parte das culturas, em decorrência dos efeitos da acidez. Essa pode estar, de modo geral, associada à presença de Al e Mn em concentrações tóxicas e de baixos teores de cátions de caráter básico, como Ca e Mg. A acidez condiciona o estado geral do solo como base de crescimento para as plantas, em decorrência das relações de causa e efeito com outras propriedades químicas, físicas e biológicas. Essas propriedades relacionam-se com a gênese, mineralogia e fertilidade do solo e têm, em última análise, implicações no seu manejo. Assim, a acidez do solo, quando em excesso, pode ocasionar alterações na química e fertilidade, restringindo o crescimento das plantas. Tais restrições podem ocorrer na camada mais explorada pelas raízes, nos 20 cm superficiais do solo e, também, em maior profundidade, reduzindo o crescimento radicular nessas camadas e limitando a absorção de água e nutrientes. Plantas com restrições no crescimento do sistema radicular têm menor produtividade, principalmente em regiões onde ocorrem períodos de estiagem (veranicos) durante o seu cultivo.

Torna-se necessário atenuar ou eliminar os efeitos negativos da acidez do solo por meio da calagem. Essa tem os objetivos de corrigir a acidez do solo, diminuindo ou anulando os efeitos tóxicos das altas concentrações de Al e Mn[1], além de fornecer os nutrientes Ca e Mg. A calagem é, portanto, um dos pilares para a obtenção de maiores e melhores produções agrícolas.

O avanço da agricultura no Brasil tem-se dado, principalmente, em direção às áreas de Cerrado, cujos solos têm boas propriedades físicas e topografia favorável à mecanização. Entretanto, apresentam propriedades químicas inadequadas, como elevada acidez, altos teores de Al trocável e deficiência generalizada de nutrientes, principalmente de P, Ca e Mg. Solos dessa natureza, corrigidos quimicamente, apresentam grande potencial para uma agricultura tecnificada com altas produtividades (veja capítulo I). Nessas condições, a calagem é fundamental para ganhos de produtividade, pelas melhorias efetuadas no ambiente de crescimento radicular. Apesar do conhecimento dos benefícios dessa prática, a subutilização da calagem é, ainda, um dos principais fatores que determinam a baixa produtividade de muitas culturas no Brasil.

A necessidade de calagem não está somente relacionada com o pH do solo, mas também com seu poder tampão hidrogeniônico (PTH). O PTH relaciona-se diretamente com os teores de argila e de matéria orgânica do solo, e com o tipo de argila. Solos com maior PTH (mais argilosos) necessitam de mais calcário para aumentar o pH do que os de menor PTH (mais arenosos).

A necessidade de calagem é a quantidade de corretivo para neutralizar a acidez do solo em nível desejado, permitindo obter a produção de máxima eficiência econômica das culturas. Os métodos de recomendação de calagem, no entanto, são variáveis, segundo os objetivos e princípios analíticos envolvidos.

O conhecimento da relação entre a acidez do solo e o crescimento e desenvolvimento das plantas é, portanto, fundamental para o estabelecimento de práticas de correção do solo, que visem à maior eficiência dos sistemas de produção agrícola e ao uso eficiente dos recursos naturais.

CONCEITO ÁCIDO-BASE

Para sistemas aquosos, que se aplicam ao solo graças ao equilíbrio que se estabelece entre a fase sólida e a líquida, as definições de ácido e base de Arrhenius e de Brönsted-Lowry são adequadas.

Arrhenius, em 1884, definiu ácido como substâncias com H, que, em solução aquosa, produzem H^+, e base como substâncias que produzem OH^-. Embora aceita, esta conceituação tem restrições, pois não se aplica, por exemplo, à substâncias que não contêm H ou hidroxila mas que, em solução aquosa, aumentam as concentrações de H^+ ou de OH^-.

---

[1] Também de Fe, particularmente em solos inundados, com baixo potencial redox.

De acordo com a definição de Brönsted-Lowry, de 1923, ácido é uma espécie química que doa prótons:

$$\underset{\text{(acidez potencial)}^{(3)}}{HA + H_2O} \leftrightarrow \underset{\text{(acidez ativa)}^{(3)}}{A^- + H^+} \text{ (ou, idealmente } H_3O^+)^{(2)} \quad (1)$$

e base é uma espécie química que recebe prótons:

$$B + H_2O \leftrightarrow BH^+ + OH^- \quad (2)$$

Uma reação ácido-base é, neste contexto, uma reação de transferência de prótons, que envolve a competição de duas bases por prótons. Na dissolução do ácido clorídrico em água, por exemplo:

$$HCl + H_2O \leftrightarrow H_3O^+ + Cl^-$$

O HCl transfere um próton (H^+) para uma base (H_2O), formando uma base conjugada (Cl^-)[4] e um ácido conjugado (H_3O^+). O HCl e o Cl^- constituem o par ácido-base conjugado e o a H_2O e o H_3O^+ o par base-ácido conjugado.

O mesmo se aplica para a hidrólise da NH_3 e do Al^{3+} em solução aquosa:

$$NH_3 + H_2O \leftrightarrow NH_4^+ + OH^-$$

$$Al^{3+} + 6H_2O \leftrightarrow Al(OH)_3 + 3H_3O^+$$

De acordo com a definição de Brönsted-Lowry, a água, em dissociação, comporta-se, tanto como um ácido (forma a base conjugada OH^-), ou como uma base (forma o ácido conjugado H_3O^+).

$$2H_2O \leftrightarrow H_3O^+ + OH^-$$

A dissociação da água, no entanto, é muito baixa, verificando-se que a 25 °C apresenta um $pK_w = 14$.

Segundo o conceito de Brönsted-Lowry, a força de um ácido (grandeza de sua ionização) é caracterizada pela sua tendência em doar prótons, sendo classificados como forte, moderado ou fraco (Quadro 1). Analogamente, as bases também são classificadas da mesma forma.

---

(2) O cátion hidrônio (H_3O^+) é formado por um cátion hidrogênio combinado com uma molécula de água.

(3) A acidez total de uma solução (Eq. 1) é, portanto, a soma da acidez ativa e da acidez potencial.

(4) Percebe-se que ácido é uma substância que doa prótons (H^+) a outra substância e base é uma substância que recebe prótons. Portanto, a alteração do pH de uma solução será definida pela presença de mais substâncias que doam prótons (a solução torna-se ácida) ou, ao contrário, pela presença de mais substâncias que consomem prótons (a solução torna-se básica). Portanto, acidez de uma solução, como a do solo, vai ser definida pelo balanço entre doadores e receptores de prótons.

Quadro 1. Constante de dissociação K_i e pK_i) e classificação quanto ao grau de ionização de alguns ácidos e bases

Ácido ou base	Constante K_i	pK_i	Classificação ácido ou base	Grau de ionização
				%
			Ácido	
HCl	muito alto	≈ 1	Forte	> 50
H_3PO_4 [1]	$K_1 = 7,6 \times 10^{-3}$	2,12	Moderado	5 - 50
	$K_2 = 6,3 \times 10^{-8}$	7,20		
	$K_3 = 4,4 \times 10^{-13}$	12,36		
H_2CO_3 [1]	$K_1 = 4,2 \times 10^{-7}$	6,38	Fraco	< 5
	$K_2 = 5,6 \times 10^{-11}$	10,25		
$HC_2H_3O_2$	$K = 1,8 \times 10^{-5}$	4,74	Fraco	< 5
			Base	
KOH	Muito alto	≈ 1	Forte	100
NH_4OH	$K = 1,8 \times 10^{-5}$	4,74	Fraca	< 5

[1] Ácidos polipróticos, que contêm mais de um próton (H^+) ionizável, com diferentes constantes de ionização (K_i).

A força dos ácidos e bases, em conseqüência de sua dissociação (ionização) em solução, é mensurável pela constante de ionização do ácido (K_a) e da base (K_b). A K_a e K_b para as Eq. 1 e 2, são, respectivamente:

$$K_a = \frac{(H_2O^+)(A^-)}{[HA]}$$

$$K_b = \frac{(BH^+)(OH^-)}{[B]}$$

Quanto maior o valor da constante, maior é a força do ácido ou da base (Quadro 1). Estas constantes também podem ser expressas em termos de potencial:

$$pK_a = -\log K_a$$

$$pK_b = -\log K_b$$

Assim, quanto menores os valores de pK_a e de pK_b, maiores são as forças do ácido ou da base, respectivamente (Quadro 1). Quando o pK_a = pH da solução, metade do ácido está na forma ionizada. Se o pK_a > pH, mais da metade do ácido estará ionizada e, por outro lado, se pK_a < pH, menos da metade estará ionizada.

A força do ácido ou da base pode ser caracterizada, também, pelo grau de ionização, que representa a percentagem de moléculas ionizadas em relação ao número inicial de moléculas (não dissociadas) (Quadro 1).

Para o caso de um ácido forte como o HCl, a atividade de H^+ é tão próxima da concentração molar total do HCl que não haveria, neste caso, para fins práticos, acidez potencial. Para ácidos fracos, muitos se dissociam menos que 1 % de sua concentração original.

Para um ácido fraco HA, com uma concentração total de 0,1 mol L^{-1} e 1 % de dissociação, há apenas 0,1 x 0,01 = 0,001 mol L^{-1} de H^+ (acidez ativa).

O conceito de Brönsted-Lowry para ácido e base é, portanto, adequado à compreensão da reação do solo, definida por reações de transferências (doações ou recepção de prótons H^+).

ACIDEZ DO SOLO

Origem da Acidez do Solo

Os solos, em suas condições naturais, podem ser ácidos, em decorrência do material de origem e da intensidade da ação de agentes de intemperismo, como clima e organismos. Regiões com altas precipitações pluviais apresentam tendência à maior acidificação do solo pela remoção de cátions de caráter básico do complexo de troca, como Ca, Mg, K e Na, e o conseqüente acúmulo de cátions de natureza ácida, como Al e H. Há, também, nos solos, ácidos fracos que doam prótons, mas com baixa ionização, constituintes da matéria orgânica do solo. Dentre eles, destacam-se os ácidos carboxílicos (pH < 6) , grupos fenólicos e alcoólicos (pH > 7). Esses compostos de reação ácida são, portanto, fonte de maior acidez potencial que de acidez ativa, como será discutido mais à frente.

Nos solos cultivados, a acidez pode ser acentuada pela absorção dos cátions básicos pelas culturas e exportados com as colheitas. O manejo inadequado do solo pode, também, favorecer a erosão, expondo os horizontes subsuperficiais que são, em geral, mais ácidos. O uso de fertilizantes amoniacais contribui, para a acidificação devido à nitrificação do amônio. A oxidação da matéria orgânica e do S também desempenha papel importante na acidificação.

Portanto, a fonte de acidez do solo deve-se à presença de "grupos ácidos" com diferentes capacidades de ceder prótons. A seguir, discutem-se as fontes ou as causas da acidez e os mecanismos de acidificação do solo.

Remoção de Bases

A remoção de cátions de caráter básico do solo pela lixiviação, erosão, e pelas culturas, resulta no aumento de formas trocáveis de H^+ e de Al^{3+} no complexo sortivo ($CTC_{efetiva}$), favorecendo maiores concentrações destes íons na solução do solo.

O Al^{3+} na solução do solo sofre hidrólise, gerando acidez, conforme mostram as reações:

$$Al^{3+} + 2\,H_2O \leftrightarrow Al(OH)^{2+} + H_3O^+ \qquad pK_1 = 5{,}0 \qquad (3)$$

$$Al(OH)^{2+} + 2\,H_2O \leftrightarrow Al(OH)_2^{\,+} + H_3O^+ \qquad pK_2 = 5{,}1 \qquad (4)$$

$$Al(OH)_2^{\,+} + 2\,H_2O \leftrightarrow Al(OH)_3^{\,0} + H_3O^+ \qquad pK_3 = 6{,}7 \qquad (5)$$

$$Al(OH)_3^{\,0} + 2\,H_2O \leftrightarrow Al(OH)_4^{\,-} + H_3O^+ \qquad pK_3 = 6{,}2 \qquad (6)$$

A H_2O, de acordo com o conceito de ácido-base de Brönsted-Lowry, funciona como base (receptor de prótons). As formas hidrolisadas do Al^{3+} (bases conjugadas) têm menor capacidade receptora de prótons do que a água; com isto, o processo de hidrolise evolui, com o aumento do pH, até que todo o Al^{3+} seja hidrolisado.

As reações das Eq. 3, 4, 5, e 6 definem o comportamento químico do Al em solução de acordo com o pH (Figura 1). A primeira reação (Eq. 3), no entanto, evidencia que o Al^{3+} é o principal responsável pela geração de prótons em solução. De acordo com o pK_1, em pH 5,0 a metade do Al^{3+} em solução já foi hidrolisado. Nesse pH, a concentração de Al^{3+} e das formas de Al hidrolisadas, em equilíbrio com o $Al(OH)_3$, é inferior a 10^{-6} mol L^{-1}. Em pH superior a 5,5, todo o Al^{3+} estará hidrolisado, envolvendo, efetivamente, as três primeiras reações. Assim, pode-se resumir que cada mol de Al^{3+} produzirá três moles de H_3O^+:

$$Al^{3+} + 6H_2O \leftrightarrow Al(OH)_3 + 3H_3O^+$$

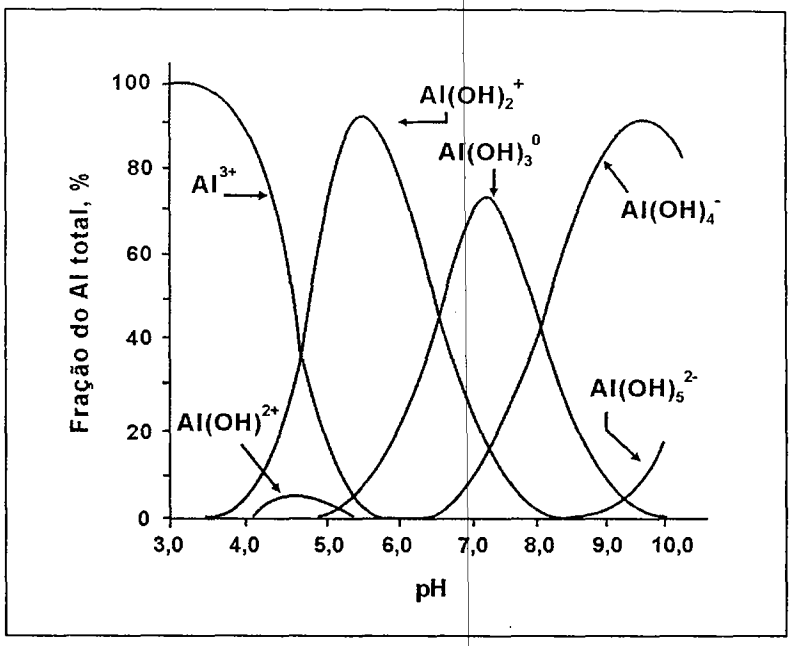


Figura 1. Distribuição relativa das espécies de alumínio de acordo com o pH da solução.
Fonte: Marion et al. (1976).

Grupos Ácidos da Matéria Orgânica do Solo

A ionização do H de ácidos carboxílicos, fenólicos e, principalmente, de álcoois terciários da matéria orgânica, contribui para a acidez no solo (Figura 2). Entretanto, em condições de acúmulo de matéria orgânica e no estádio final de sua mineralização, a oxidação libera elétrons, podendo ocasionar um aumento no pH de acordo com a Eq. 7 (McBride, 1994).

$$O_2 + 4H^+ + 4e^- \leftrightarrow 2H_2O + 1{,}229 \text{ volts} \qquad (7)$$

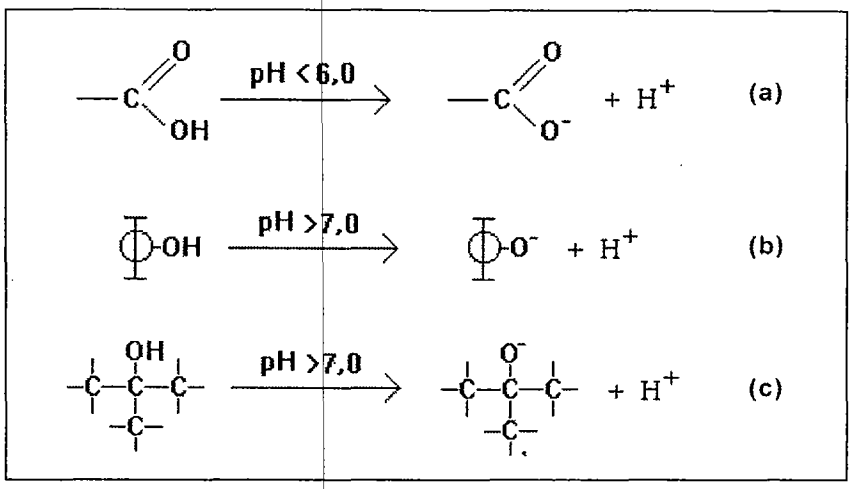


Figura 2. Acidificação do solo pela ionização de ácidos carboxílicos (a), fenólicos (b) e de álcoois terciários (c) da matéria orgânica do solo. De modo geral, os grupos carboxílicos são mais fortes que os fenólicos.

Adicionalmente, com a mineralização da matéria orgânica, há liberação de bases (nutrientes ou não) que se encontravam imobilizadas nos tecidos, para a solução do solo, propiciando aumento de seu pH.

A mineralização de compostos orgânicos libera, também, compostos de N e S que, ao sofrerem oxidação, podem liberar prótons na solução do solo, de acordo com as reações:

$$NH_4^+ + 2O_2 + H_2O \leftrightarrow NO_3^- + 2H_3O^+$$

$$S + 3/2\,O_2 + 3H_2O \leftrightarrow SO_4^{2-} + 2H_3O^+$$

Vale salientar, ainda, que a oxidação biológica de compostos orgânicos produz CO_2, o qual reage com água para formar ácido carbônico, que se dissocia liberando prótons (H^+), de acordo com a reação:

$$CO_2 + H_2O \leftrightarrow H_2CO_3 \leftrightarrow H^+ + HCO_3^- \leftrightarrow CO_3^{2-} + 2H^+$$

Argilominerais Silicatados e não Silicatados

Os grupos estruturais Si-OH e Al-OH expostos na superfície dos minerais de argila silicatada, assim como os grupos Al-OH e Fe-OH nos oxihidróxidos de Fe (magnetita, hematita, goethita) e Al (gibbsita) contribuem para a geração de acidez:

$$Si\,]\,OH + H_2O \leftrightarrow Si\,]\,O^- + H_3O^+$$

$$Al\,]\,OH + H_2O \leftrightarrow Al\,]\,O^- + H_3O^+$$

Observa-se que, com o aumento do pH, mais cargas negativas são geradas.

Fertilizantes Minerais

A oxidação do amônio também é responsável pela acidez gerada quando da aplicação de fertilizantes, como $(NH_4)_2SO_4$ e NH_4NO_3, que aumenta com as doses aplicadas (Quadro 2).

Quadro 2. Valores do pH do solo na profundidade de 0–20 cm, com doses e fontes de nitrogênio (sulfato de amônio e uréia), aplicadas no capim pangola antes de cada corte, após um total de 21 cortes

Dose de N	Fonte	
	$(NH_4)_2SO_4$	$CO(NH_2)_2$
kg ha^{-1}		
0	5,85	5,76
50	4,99	5,47
100	4,22	5,39
150	4,00	5,15
200	3,87	4,89

Fonte: Adaptado de Mello & Andrade (1973).

O NH_4^+ pode, também, deslocar o Al^{3+} adsorvido, ocasionando acidificação no solo:

$$\text{Argila]}\ Al^{3+} + 3NH_4^+ \leftrightarrow \text{Argila]}\ (NH_4^+)_3 + Al^{3+}$$

$$Al^{3+} + 6H_2O \leftrightarrow Al(OH)_3 + 3H_3O^+$$

Com aumento do pH, o Al não permanece em solução, mas precipita-se na forma de oxihidróxidos de Al, restando os cátions básicos na solução do solo na forma trocável. Deve-se salientar que o H^+ está sendo continuamente produzido no solo como resultado, por exemplo, da mineralização de compostos orgânicos com produção de CO_2 e do intemperismo dos silicatos, que libera Al^{3+} em solução.

As quantidades de bases trocáveis absorvidas pelas plantas são importantes, particularmente naqueles solos com utilização agrícola intensiva. Este, portanto, constitui o mais importante mecanismo de substituição das bases por ácidos no complexo de troca dos solos utilizados na agricultura. O conjunto desses processos causa a acidificação progressiva dos solos, particularmente em regiões tropicais com pluviosidades, que favorecem a percolação e a lixiviação de bases.

Componentes da Acidez e Capacidade de Troca de Cátions (CTC) do Solo

Do ponto de vista químico, um solo é considerado ácido quando o seu pH está abaixo de 7,0. Nele, a relação de equilíbrio ácido-base tem comportamento semelhante a um ácido fraco, cujo potencial de reposição de H^+ para solução é muito superior à sua atividade nessa solução. Isto define os conceitos de acidez ativa, acidez trocável e acidez potencial dos solos.

A acidez do solo é resultante do equilíbrio entre os fatores intensidade, quantidade e capacidade ou poder tampão desta acidez (veja capítulo IV). O fator intensidade (I) refere-se à atividade (concentração efetiva) de H^+ na solução do solo. O fator quantidade (Q) relaciona-se com a concentração de H^+ e de Al^{3+} (e de outros cátions de caráter acido) adsorvidos aos colóides e que podem ser dessorvidos da fase sólida como conseqüência da neutralização e precipitação desses cátions na solução do solo.

A acidez do solo, portanto, pode ser dividida nos seguintes componentes: acidez ativa (fator intensidade), acidez trocável (fator quantidade) e acidez não-trocável[5]. A acidez de troca refere-se ao Al trocável e inclui, também, os íons H, Mn, Fe e outros de caráter ácido na forma trocável, retidos pelas cargas negativas efetivas do solo. A acidez não-trocável é constituída, principalmente, de H de ligação covalente associado à carga negativa variável e aos polímeros de Al. Esse H não é trocável, mas se dissocia com a elevação do pH do meio. A acidez trocável (Al^{3+}) apresenta relação inversa com o pH do solo (Figura 3). Portanto, o aumento do pH do solo é uma das alternativas para reduzir ou mesmo eliminar o efeito tóxico do Al. Quando o pH do solo, determinado em água, está com valores próximos a 5,5, o Al trocável é reduzido a praticamente zero.

A acidez potencial (H + Al) engloba a acidez trocável e a não-trocável (Kingo, 1983) e é bom estimador do PTH.

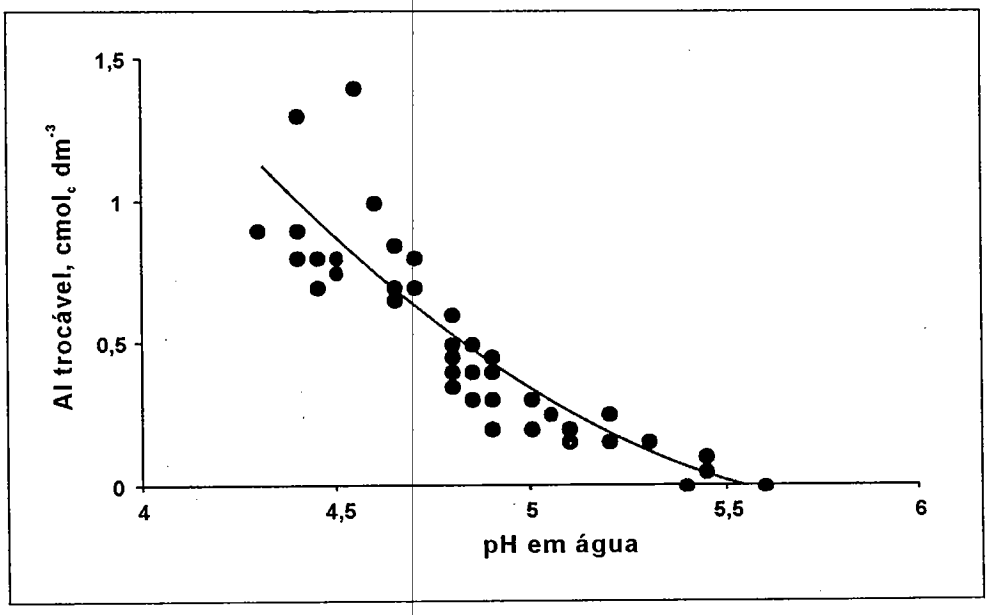


Figura 3. Relação entre a acidez trocável e o pH do solo determinado em água, em amostras coletadas na profundidade de 0–20 cm, nos Estados de Goiás e Distrito Federal.

Fonte: Sousa et al. (1985).

---

[5] O termo acidez não-trocável, nem sempre utilizado nos textos sobre o assunto, apresenta uma incongruência no que diz respeito ao significado do termo: "não-trocável". Isto porque, como tem sido definida, a diferença entre a acidez potencial e a trocável, à medida que o pH do solo se eleva o valor da acidez chamada não-trocável dá lugar à trocável, tendendo para zero quando o pH_{H_2O} do solo tende para 7,0.

O poder tampão hidrogeniônico - ou da acidez (PTH) dos solos é determinado pelas características do complexo de troca catiônica, definido como a resistência que os solos apresentam a mudanças de pH, quando base ou ácido é adicionado ou retirado. O poder tampão também pode ser definido como sendo a quantidade de base necessária para elevar em uma unidade o pH do solo. Entretanto, deve-se lembrar que as curvas que relacionam pH com calagem são curvilineares; portanto, a quantidade necessária para elevar em uma unidade o pH vai depender do intervalo de pH considerado (Figura 4).

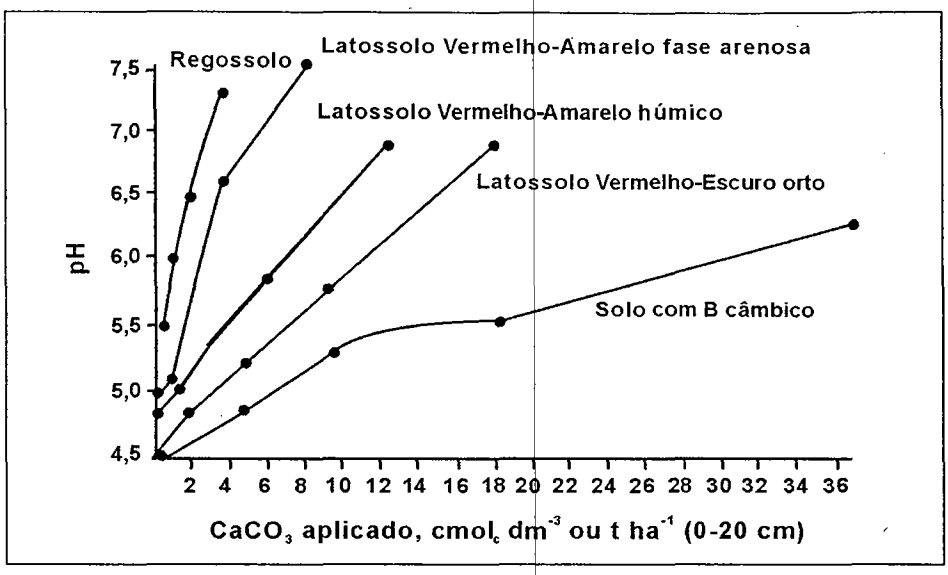


Figura 4. Curvas de neutralização de amostras de solos com carbonato de cálcio.
Fonte: Raij et al. (1979).

Determinação da Acidez do Solo

Considerações Gerais

A acidez do solo é avaliada, geralmente, por meio de seu pH, determinando-se a atividade de H^+ em uma suspensão de solo com água ou com soluções salinas. O pH é definido como:

$$pH = \log (1 / (H^+)) \text{ ou } pH = - \log (H^+)$$

em que (H^+) = atividade do H^+, em mol L^{-1}.

Para o caso de $(H^+) = 10^{-4}$ mol L^{-1}; tem-se pH = 4

Como:

$$H_2O \leftrightarrow H^+ + OH^- \ (K_w = 10^{-14}) \therefore$$

$$(H^+) \times (OH^-) = 10^{-14} \therefore pH + pOH = 14$$

Portanto, o pH está relacionado com a concentração dos H^+ na solução do solo, que determina a acidez ativa do solo. Deve-se ter em mente que a acidez ativa é apenas uma parte muito pequena em relação à acidez trocável ou à acidez potencial do solo.

A acidez ativa refere-se à atividade dos íons H^+ (H_3O^+) em solução, medida pelo pH; a acidez trocável mede a quantidade de H^+, Al^{3+} e outros cátions de hidrólise ácida[6] adsorvidos por força de caráter eletrostático. Esta acidez é determinada por extração com solução de KCl 1 mol L^{-1} a pH em torno de 5,5, visto que para valores de pH maior que 5,6 ocorre a precipitação do Al^{3+}.

A acidez potencial refere-se à quantidade de formas trocáveis e não-trocáveis desses íons no solo. Usualmente, a determinação da acidez extraída com um sal tamponado a pH 7,0, como o acetato de cálcio 0,5 mol L^{-1}, caracteriza a acidez potencial do solo (H + Al)[7]. Essa acidez potencial inclui H^+ e Al^{3+} adsorvidos em forma eletrovalente, bem como os íons H ligados covalentemente que se dissociam de compostos orgânicos, de grupos OH na superfície das argilas, e de alguns polímeros de Al, como já apresentado.

A acidez não-trocável é determinada pela diferença entre a acidez potencial e a trocável.

Acidez Ativa

O pH do solo varia ao longo do tempo e pode ser influenciado pela precipitação pluvial e manejo do solo e, especialmente, pelas adubações. Os valores do pH podem depender, também, da época de amostragem do solo e do método de preparo das amostras.

Para determinar a acidez ativa, são utilizados métodos potenciométricos[8], com eletrodo específico. A medida da acidez ativa (H^+) do solo é feita mediante o uso de eletrodo de vidro em relação ao eletrodo de calomelano, como referência. Na prática, utiliza-se um eletrodo conjugado que contém os dois eletrodos.

Os métodos potenciométricos mais comuns são:

a) determinação do pH em suspensão do solo com água, na relação solo: água de 1:1 ou 1:2,5;

b) determinação do pH em suspensão do solo com KCl 1 mol L^{-1}, na relação solo: solução de 1:1 ou 1:2,5;

c) determinação do pH em suspensão do solo com $CaCl_2.2H_2O$ 10 mmol L^{-1}, na relação solo: solução de 1:1 ou 1:2,5.

Os valores de pH em água apresentam maior variabilidade entre repetições, porém a adição de eletrólito (KCl ou $CaCl_2.2H_2O$) pode diminuir essa variabilidade. A concentração do KCl fica muito alta, mas a do $CaCl_2.2H_2O$ é próxima à concentração da solução do solo em condições de campo.

---

[6] Na análise de rotina de fertilidade do solo, considera-se apenas o Al^{3+}, dada sua predominância como acidez trocável.

[7] Observa-se que a não-utilização de cargas, como H^+ + Al^{3+}, indica, de modo particular para o H, sua ligação covalente e de difícil dissociação.

[8] Há também fitas de papel com indicadores que, pela mudança da cor quando em contato com uma suspensão de solo e água, há desenvolvimento de uma cor que, comparada a uma tabela de cores, indica o pH aproximado daquele solo.

A determinação do pH é influenciada por alguns fatores, tais como:

a) efeito de diluição – com a diminuição da relação solo:água, verifica-se em solos ácidos um aumento do pH. Isso tem sido atribuído ao menor contato entre o eletrodo e as partículas do solo e à hidrólise crescente dos cátions trocáveis pela diluição.

b) efeito do tempo do equilíbrio – também em solos ácidos, o pH de uma suspensão de solo com água, após certo período de repouso, geralmente diminui de acordo com a profundidade em que o eletrodo é imerso. Isso se deve a uma extratificação das suspensões com a profundidade, o que permite distinguir, grosso modo, três porções: líquido sobrenadante, partículas finas em suspensão e partículas de solo sedimentado no fundo do recipiente. A diminuição do pH com a profundidade decorre do maior contato entre o eletrodo e as partículas do solo.

c) efeito de sais solúveis – os quais afetam a força iônica da solução do solo, e esta por sua vez afeta o coeficiente de atividade e a atividade dos íons H^+. De modo geral, em solos eletronegativos, o pH diminui com o aumento da concentração salina da solução, em razão da troca iônica que se verifica entre o cátion do sal e os íons H^+ e Al^{3+} do complexo de troca:

$$\text{Solo}]\,H^+ + KCl \leftrightarrow \text{Solo}]\,K^+ + H^+ + Cl^-$$

Em solos eletropositivos (predomínio das cargas positivas sobre as negativas), o efeito é contrário, em razão da troca entre o ânion do sal e oxídrilas da superfície das argilas.

Assim, para determinar a carga elétrica líquida do solo, ou seja, se o solo é eletronegativo ou eletropositivo, estima-se o valor ΔpH:

$$\Delta pH = pH_{KCl} - pH_{H_2O} \qquad (8)$$

O valor ΔpH é negativo em solos eletronegativos, e positivo em solos eletropositivos.

Em solos neutros ou próximos à neutralidade, o pH é pouco afetado por soluções de sais neutros.

d) efeito do CO_2 – com o aumento da pressão parcial de CO_2, o pH do solo diminui, de acordo com o equilíbrio:

$$CO_2 + H_2O \leftrightarrow H_2CO_3 \leftrightarrow H^+ + HCO_3^-$$

Como as amostras de solo são secas antes da determinação do pH, o valor obtido em laboratório poderá ser superior ao que as plantas encontrariam no solo. Isso porque a pressão de CO_2 em condições naturais do solo é, geralmente, maior do que no ar atmosférico.

e) efeito potencial redox - a oxidação de algumas substâncias, particularmente compostos de Fe e de Mn[9], durante a secagem do solo, pode diminuir o pH.

---

[9] As formas mais reduzidas desses metais são menos receptoras de elétrons que as mais oxidadas.

A concentração de íons pode ocasionar erros na medida do pH em água. Isto pode ser evitado utilizando uma solução de força iônica constante, como é o caso do $CaCl_2.2H_2O$ 10 mmol L^{-1}. As determinações do pH em KCl e em $CaCl_2.2H_2O$ apresentam algumas vantagens em relação ao pH em água, tais como:

- a menor susceptibilidade ao efeito de diluição;

- o efeito de sais solúveis, formados pela oxidação da matéria orgânica, durante a secagem das amostras, é mascarado pelos eletrólitos da solução e tem pouca influência no resultado;

- a quantidade de eletrólitos na solução de $CaCl_2.2H_2O$ 10 mmol L^{-1} é similar àquela da solução em solos com CTC elevada, mas é elevada para solos de Cerrado.

Existe estreita correlação (r = 0,96) entre as medidas de pH em água e em $CaCl_2$, conforme mostrada na Eq. 9 (Sousa et al., 1989).

$$pH_{(CaCl_2)} = 0,12 + 0,89\ pH_{(H_2O)} \qquad R^2 = 0,92 \qquad (9)$$

O pH em KCl 1 mol L^{-1} (1:2,5), proposto por Puri & Asghar (1938), é utilizado em levantamentos pedológicos. Conforme mostrado, esse procedimento minimiza o efeito dos sais solúveis e permite, juntamente com a determinação do $pH_{(H_2O)}$, ter idéia do sinal da carga elétrica líquida, quando calculado o valor de ΔpH (Eq. 8).

No quadro 3, verifica-se que a camada superficial apresenta carga elétrica líquida negativa, enquanto, na camada subsuperficial, ela é positiva. Essa condição é muito comum em solos de drenagem imperfeita e com altos teores de argila sesquioxídica. Este tipo de solo é chamado, também, de "solo de carga invertida".

As classes de interpretação para a acidez ativa do solo, pH em água, relação 1:2,5, podem ser definidas, tomando como base critérios químicos ou agronômicos (Quadro 4).

O efeito da acidez sobre as plantas está associado à atividade do H^+ (acidez ativa), e não à quantidade total de acidez no solo (acidez potencial). O pH do solo representa o grau de dissociação dos compostos que liberam ácidos, mas não indica o tipo ou a quantidade desses compostos.

Quadro 3. Valores de pH e ΔpH em amostras de um Latossolo Vermelho-Amarelo argiloso de Cerrado

Profundidade	pH_{H_2O}	$pH_{(KCl)}$	ΔpH
cm			
0-20	5,1	4,4	-0,7
20-40	5,3	5,7	+0,4

Fonte: Embrapa (1979).

Quadro 4. Classes de interpretação para acidez ativa do solo

Classificação química da acidez ativa						
Acidez				Neutra	Alcalinidade	
Muito elevada	Elevada	Média	Fraca		Fraca	Elevada
< 4,5	4,5-5,0	5,1-6,0	6,1-6,9	7,0	7,1-7,8	> 7,8

Classificação agronômica do pH[1]				
Muito baixo	Baixo	Bom	Alto	Muito alto
< 4,5	4,5- 5,4	5,5- 6,0	6,1- 7,0	> 7,0

[1] A qualificação utilizada indica, para a maioria de culturas, pH adequado (Bom) ou inadequado (Muito baixo, Baixo, Alto e Muito alto)
Fonte: Adaptado de Alvarez V. et al. (1999b).

O pH do solo pode apresentar pequenas alterações, principalmente em solos ácidos, dependendo da quantidade de sais dissolvidos e umidade, que variam com a época do ano. Mesmo com algumas restrições, o pH é uma medida útil, pois fornece indicações sobre a disponibilidade de micronutrientes, presença de Al trocável, atividade biológica, reação de fertilizantes no solo, dentre outras.

Acidez Trocável

Para determinar a acidez trocável, utiliza-se, como extrator, a solução de KCl 1 mol L^{-1} pH = 5,5 que, pelo excesso de K^+, extrai, por troca, H^+ e Al^{3+} retidos nas micelas por forças eletrovalentes.

Para sua determinação, 10 cm^3 de TFSA são agitados com 100 ml de KCl 1 mol L^{-1}, durante 5 min, deixa-se um repouso por 16 h. Retira-se alíquota do sobrenadante que é titulada com solução de NaOH 50 mmol L^{-1} na presença de fenolftaleína.

$$\left]\begin{matrix} H^+ \\ \\ Al^{3+} \end{matrix}\right. + 6K^+ + 6H_2O \leftrightarrow \left]\begin{matrix} K^+ \\ K^+ \\ K^+ \\ K^+ \end{matrix}\right. + Al(OH)_3 + 3H_3O^+$$

Como em muitos solos o teor de H^+ trocável é muito pequeno (o mesmo acontece com a acidez da hidrólise de outros cátions de reação ácida), considera-se o resultado de acidez trocável como sendo o teor de Al trocável (Al^{3+}). Entretanto, em solos muito ácidos ou com altos teores de matéria orgânica, o teor de H^+ pode ser, até mesmo, maior que o de Al^{3+}. Assim, solos com o mesmo pH em água podem apresentar diferentes quantidades de componentes da acidez (Quadro 5).

Quadro 5. Componentes de acidez e necessidade de calcário (NC) para elevar a saturação por bases para 50 % em Latossolos Vermelho e Vermelho-Amarelo argilosos e, em um Neossolo Quartzarênico da região do Cerrado

Solo	pH_{H_2O}	Matéria orgânica	Argila	Al^{3+}	Acidez potencial[1]	NC
		g kg^{-1}		cmol$_c$ dm^{-3}		t ha^{-1}
LV	4,4	29	480	0,9	8,2	3,6
LVA	4,4	35	620	0,4	9,8	4,5
RQ	4,4	10	140	0,2	3,8	2,0

[1] pH 7,0.
Fonte: Sousa et al. (1989).

A toxidez causada por elevados teores de Al^{3+} depende não só de seu teor, mas também deste em relação à CTC efetiva do solo, que é a saturação por Al^{3+} (m).

$$m = 100\ Al^{3+} / CTC_e \qquad (10)$$

Acidez Potencial

Essa acidez é composta pela acidez trocável e não-trocável:

Na determinação da acidez potencial (H + Al), acidez extraída com o uso da solução de $Ca(OAc)_2$ 0,5 mol L^{-1}, pH 7, são extraídas a acidez ativa, a acidez trocável e a acidez não-trocável ou acidez dependente de pH. A acidez potencial é representada por H + Al, com o H sem sinal de carga, pois este elemento, na sua maioria, apresenta ligação covalente com o oxigênio, em estado não ionizado. Essa condição é importante para diferenciá-lo do H^+ trocável, extraído pelo KCl. O Al também sem carga indica formas hidrolisadas de Al, do trocável e de polímeros.

Outra forma de determinar o H + Al é por meio potenciométrico, usando a solução-tampão SMP[10].

Quaggio (1983), analisando solos de São Paulo com ampla variação dos valores de CTC, matéria orgânica e argila, obteve a equação para estimar H + Al com base no valor de pH_{SMP}:

$$\ln \hat{y} = 7{,}76 - 1{,}053^{**}\ x \qquad R^2 = 0{,}96$$

em que y é H + Al (em cmol$_c$ dm^{-3}) e o x é o pH_{SMP}.

[10] O significado e utilização da solução SMP serão apresentados quando se falar, mais adiante, em métodos de recomendação de calagem. Em muitos laboratórios que não fazem a determinação de H + Al, obtém-se seu valor, indiretamente, de modo mais simples, tendo-se uma medida do pH de uma suspensão de uma amostra do solo com a solução-tampão SMP.

Existe ampla variação nos valores de acidez potencial, dependendo principalmente de características do solo relacionadas com seu poder tampão.

Proporcionalidade dos Diferentes Tipos de Acidez do Solo

Para verificar a grandeza relativa das medidas da acidez, recomenda-se calcular quanto de $CaCO_3$ deve ser adicionado ao solo para neutralizar os diferentes tipos de acidez.

Por exemplo, um solo (0–20 cm de profundidade) com pH 4,8 e com a umidade na capacidade de campo (30 dag kg^{-1} de água no solo e densidade do solo = 1,1 kg dm^{-3} tem o equivalente a 660.000 L ha^{-1} de solução) e atividade de 15,85 μmol L^{-1} de H^+, ou seja, 10,46 mol ha^{-1}, que significam 10,54 g ha^{-1} de H^+, quantidade de acidez ativa que pode ser neutralizada por 523 g ha^{-1} de $CaCO_3$.

Se esse solo tiver acidez trocável (Al^{3+}) igual a 1,2 $cmol_c$ dm^{-3} e acidez potencial (H + Al) igual a 7,7 $cmol_c$ dm^{-3}, será necessário adicionar, na camada superficial de 0–20 cm, 1,2 t ha^{-1} de $CaCO_3$, para neutralizar a acidez trocável; 6,5 t ha^{-1} da $CaCO_3$, para neutralizar a acidez não-trocável, e 7,7 t ha^{-1} de $CaCO_3$, para neutralizar a acidez potencial.

Observa-se que a quantidade de calcário necessária para neutralizar a acidez ativa é 14.723 vezes menor que a necessária para neutralizar a acidez potencial (a pH 7,0) ou, em outras palavras, que a acidez ativa não define a necessidade de calcário de solo.

Efeitos da Acidez do Solo

A concentração de H^+ na solução do solo, mesmo com valor de 0,1 mmol L^{-1} que corresponde a pH 4,0, não é fator limitante ao crescimento e desenvolvimento das plantas, desde que haja suprimento adequado dos nutrientes e ausência de elementos em concentrações tóxicas. Entretanto, essa situação não acontece naturalmente nos solos, pois, em condições ácidas, podem ocorrer íons, como o Al^{3+} e Mn^{2+}, em teores tóxicos para as plantas. A acidez do solo pode interferir, também, na disponibilidade de alguns nutrientes e na atividade dos microrganismos. Assim, para o estudo dos prejuízos causados pela acidez dos solos devem-se considerar os efeitos diretos e indiretos da acidez, principalmente dos decorrentes da acidez ativa (pH).

A reação de dissolução do Al em condições de acidez ($pH_{H_2O} < 5,5$) pode ser expressa pela reação:

$$Al(OH)_3 + 3H^+ \leftrightarrow Al^{3+} + 3H_2O$$

Assim, os solos que contêm teores elevados de Al^{3+}, associados ou não à presença de Mn^{2+}, em condições de acidez elevada, podem apresentar limitações ao bom crescimento e desenvolvimento radicular das plantas. Os efeitos tóxicos de concentrações elevadas de Al^{3+} podem ser observados, principalmente, no engrossamento das raízes e diminuição nas suas ramificações, prejudicando a absorção de nutrientes e água. Quanto aos efeitos tóxicos de concentrações elevadas de Mn, eles ocorrem, principalmente, na parte aérea das plantas, afetando o crescimento foliar, com reflexos negativos na produção final.

A saturação por Al^{3+} na CTC efetiva do solo (m) é um indicador do grau de toxidez do Al^{3+} para as plantas. Assim, se dois solos têm o mesmo teor de Al^{3+}, naquele com maiores teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} e, portanto, menor saturação por Al^{3+}, a toxidez para as plantas será menor.

O pH e a Disponibilidade de Nutrientes

A redução da acidez do solo promove a insolubilização de Al e Mn, aumenta a disponibilidade de P e Mo e diminui a disponibilidade de micronutrientes, como Zn, Mn, Cu e Fe. Essas alterações podem ser visualizadas, por exemplo, nos teores foliares de elementos químicos em variedades de soja, cultivadas em duas condições de pH do solo (Quadro 6). Observa-se que, dentre os micronutrientes, o Mn apresentou maior redução na sua absorção, com o aumento do pH do solo.

A intensidade dessas mudanças na disponibilidade/absorção de elementos químicos do solo pode ser sentida de forma diferenciada entre espécies, cultivares ou variedades de plantas. A variabilidade de comportamento das plantas, em relação aos efeitos da acidez do solo, não permite generalizações e dificulta bastante o estabelecimento de faixas de pH adequadas para as diversas culturas (Raij, 1991).

Segundo Malavolta (1985), Arnon e Johnson em um trabalho, que se tornou clássico, verificaram o efeito direto do pH sobre tomateiro, alface e grama bermuda e concluíram que:

a) em valores extremos (muito baixos ou muito elevados) de pH, as plantas morreram ou apresentaram acentuada diminuição do crescimento.

b) a pH 3,0, a absorção de macronutrientes caiu drasticamente (competição com H^+), tendo havido, em alguns casos, perda de P, K e Mg já absorvidos. A pH 9,0, houve acentuada queda na absorção de P (competição com OH^-).

c) a pH 4,0, o Ca estimulou a absorção de K e, aparentemente, diminuiu a competição do H^+ com os demais cátions[11].

d) o crescimento máximo foi verificado entre pH 6 e 7.

Quadro 6. Teores foliares médios de elementos químicos em 81 variedades de soja, cultivadas em solo de Cerrado, em duas condições de pH

pH_{H_2O}	Ca	Mg	K	Zn	Cu	Mn	Fe	Al
	g kg^{-1}			mg kg^{-1}				
5,1	9,1	3,8	33,8	65	9,8	113	528	836
5,6	10,3	4,8	30,8	36	7,1	29	344	445

Fonte: Spehar (1989, 1993).

[11] O Ca, como outros elementos de valência maior, também mantém a integridade da membrana citoplasmática (Marschner, 1991).

Como efeito indireto do pH está a atividade de H^+, alterando a solubilidade dos demais nutrientes no solo (Figura 5), principalmente a dos micronutrientes, que, em concentrações elevadas, podem-se tornar tóxicos às plantas.

Para fins práticos, considera-se, na literatura internacional, que a faixa de pH entre 6,0 e 6,5 é a mais adequada para a maioria das culturas. Entretanto, no Brasil, em geral, considera-se que a faixa ideal para a maioria de nossas culturas está entre 5,7 e 6,0 (Figura 5).

A forma como o pH influi na disponibilidade dos nutrientes é indicada, resumidamente, a seguir[12]:

a) nitrogênio

A disponibilidade aumenta graças ao efeito favorável à mineralização da matéria orgânica.

b) fósforo

A disponibilidade de P aumenta e depois diminui, devido à redução da acidez e aumento de OH^- na solução do solo.

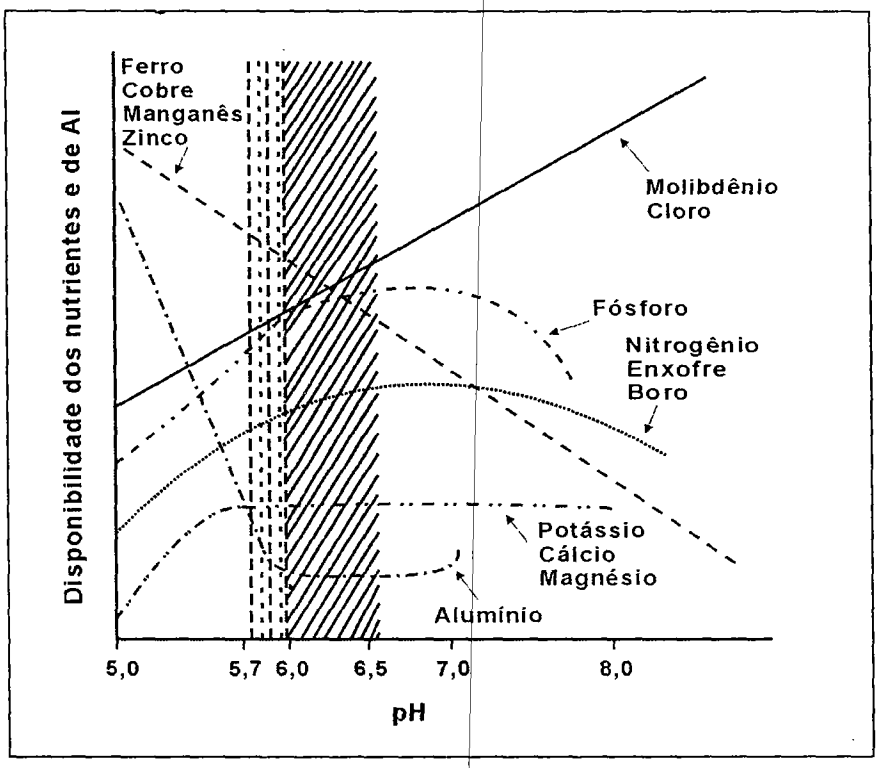


Figura 5. Disponibilidade de nutrientes e de alumínio de acordo com o pH do solo.
Fonte: Adaptado de Potash Phosphate Institute (1989).

---

[12] Para maiores detalhes, veja os diversos capítulos de VII a XI que tratam dos nutrientes, individualmente.

- em solos ácidos

$$FePO_4.2H_2O + OH^- \leftrightarrow Fe(OH)_3 \downarrow + H_2PO_4^-$$

- em solos alcalinos

$$10Ca^{2+} + 6H_2PO_4^- + 14OH^- \leftrightarrow Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2 \downarrow + 12H_2O$$

c) enxofre

O SO_4^{2-} adsorvido pelos oxihidróxidos de Fe e de Al, à semelhança do que ocorre com P, é liberado pela elevação do pH.

A decomposição da matéria orgânica liberando S é favorecida pela elevação do pH.

d) potássio, cálcio e magnésio

- nenhum efeito direto do pH.

- efeito indireto, com menor lixiviação com a elevação do pH (maior $CTC_{efetiva}$).

e) ferro, manganês, cobre e zinco

A disponibilidade destes micronutrientes catiônicos diminui com a elevação do pH (mais OH^-) do solo:

$$Fe^{3+} + 3OH^- \leftrightarrow Fe(OH)_3 \downarrow$$

$$Mn^{2+} + 4OH^- \leftrightarrow MnO_2 \downarrow + 2H_2O + 2e^-$$

$$Cu^{2+} + 2OH^- \leftrightarrow Cu(OH)_2 \downarrow$$

$$Zn^{2+} + 2OH^- \leftrightarrow Zn(OH)_2 \downarrow$$

f) boro

- abaixo de pH 7,0, há pouco efeito sobre a disponibilidade do B; em condições do pH do solo, o ácido bórico é pouco dissociado.

- há decréscimo na solubilidade com pH acima de 7,0.

$$B(OH)_3 + H_2O \leftrightarrow B(OH)_4^- + H^+$$

O $B(OH)_4^-$ é adsorvido no solo por troca de ligantes com OH^-.

g) molibdênio e cloro

O MoO_4^{2-} é fortemente adsorvido pelos oxihidróxidos de Fe e de Al, à semelhança do que ocorre com o P, e é deslocado pelo OH^- com a elevação do pH do solo. A mesma tendência é observada para Cl^-, embora este seja fracamente adsorvido no solo.

A influência da redução da acidez na eficiência dos fertilizantes fosfatados é fartamente documentada na literatura. Por exemplo, observa-se na figura 6 que, na dose de 200 kg ha^{-1} de P_2O_5, sem calagem e pH em água igual a 4,7, a produtividade de soja foi de 1,32 t ha^{-1}, aumentando para 3,04 t ha^{-1} na área com calagem e pH em água de 6,2.

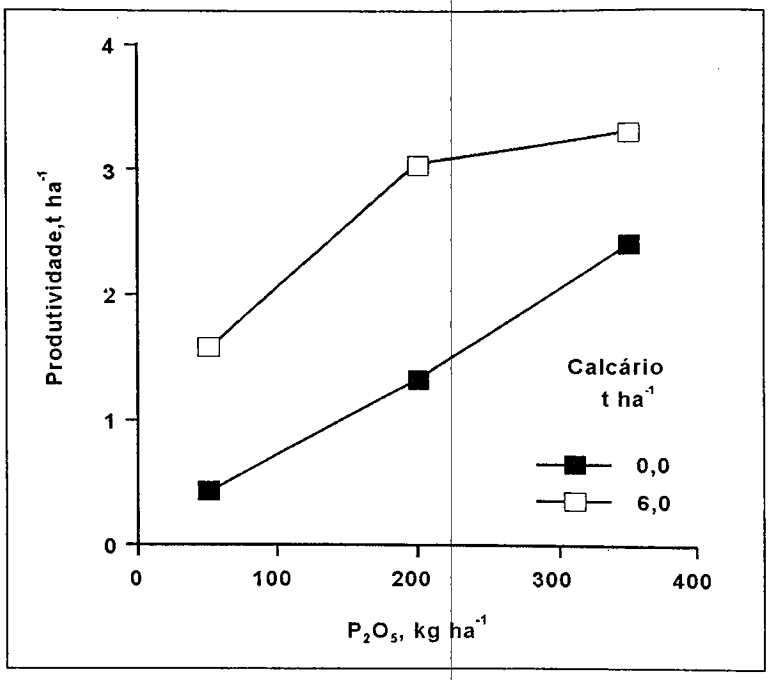


Figura 6. Produtividade média de grãos de cinco variedades de soja em resposta a doses de fósforo aplicado a lanço (superfosfato simples) em Latossolo Vermelho argiloso, com duas doses de calcário.

Fonte: Sousa et al. (2004).

Essa maior produtividade da soja foi próxima da obtida com a dose máxima de P_2O_5 com calcário e superior àquela com a maior dose de P_2O_5 sem calcário. O efeito benéfico da elevação do pH do solo na eficiência do fertilizante fosfatado solúvel pode ser atribuído ao maior crescimento do sistema radicular das plantas, ao aumento da taxa de mineralização da matéria orgânica e ao melhor aproveitamento do P por reduzir sua retenção pela fase sólida do solo (Sousa et al., 1985).

O aumento da concentração do Al na rizosfera não reduz a absorção de P pelas raízes (Lee, 1971), porém decresce sua translocação para a parte aérea, que pode resultar no desenvolvimento de sintomas de deficiência de P nas plantas afetadas pela toxidez de Al (McLeod & Jackson,1967; Miranda & Rowell, 1987).

O Alumínio em Solos Ácidos

O Al, conforme já discutido, constitui importante componente da acidez dos solos. A reação de hidrólise do Al^{3+} em solução contribui para o poder tampão dos solos. Além disso, o Al e o Mn, quando em altas concentrações no solo, podem ser tóxicos às plantas, constituindo uma das principais limitações agrícolas em solos ácidos.

De acordo com os equilíbrios químicos, a atividade do Al^{3+} e das demais espécies de sua hidrólise depende basicamente do tipo de mineral da fase sólida e do pH do solo. Em solos ácidos, com predomínio de argilas de 1:1 (caulinita) e oxihidróxidos (gibbisita) na fração argila, a atividade do Al^{3+} em solução pode ser bastante elevada.

Verifica-se que a valores de pH acima de 5,5–6,0 (até 7,0)[13], a solubilidade do Al é mínima. Esta é uma das razões pelas quais a correção de solos ácidos é feita para se atingir um pH de, pelo menos, 5,5 (Figura 1).

Entre pH 5,5 e 6, pode-se ter ainda elevada disponibilidade de Mn, exigindo que a correção da acidez, neste caso, chegue a pH 6, pelo menos.

Com relação à fertilidade dos solos, o Al em concentração elevada, além de ser tóxico às plantas, pode interferir na disponibilidade de outros nutrientes. O exemplo mais típico desse efeito refere-se à solubilidade do fosfato no solo. O fosfato tende a reagir com o Al solúvel, formando fosfatos de alumínio de baixa solubilidade em solos ácidos (veja capítulo VIII).

Saturação por Alumínio e Crescimento de Plantas

Dada a necessidade de se adaptarem às condições locais do solo com elevada acidez, as plantas desenvolveram mecanismos de tolerância ao Al. Como exemplo de diferenças entre plantas, podem-se mencionar a alfafa, que apresenta muito baixa tolerância ao Al, e a samambaia ou o chá, que sobrevivem em solos com alto teor de Al. Essa variabilidade de reação a concentrações tóxicas de Al e, ou, de Mn existe entre espécies de plantas e entre variedades dentro da mesma espécie (Furlani, 1983).

A característica das plantas relacionada com a tolerância à acidez pode ser utilizada como aliada para o seu cultivo em regiões onde o calcário tem custo elevado ou que apresentem subsolos muito ácidos, principalmente, se associados à ocorrência de veranicos.

Os efeitos do Al em concentrações tóxicas manifestam-se tanto na parte aérea como no sistema radicular, por meio de sintomas anatômicos e morfológicos e da redução de crescimento. O sistema radicular é mais afetado que a parte aérea, ocorrendo maior prejuízo no alongamento das raízes do que no volume e na produção de matéria seca, reduzindo sua superfície. Conseqüentemente, as raízes ocupam menor volume de solo, diminuindo, assim, a possibilidade de absorção de nutrientes e água. A figura 7 mostra o crescimento de raízes de duas variedades de sorgo em diferentes níveis de saturação por Al. Observa-se que, quanto menor a saturação por Al, maior o crescimento radicular das plantas de sorgo, sendo a variedade RS 610 sempre inferior à TE Y 101.

As condições de acidez do solo em que as plantas são cultivadas podem produzir materiais com características predominantes do local. Assim, variedades de trigo de origem mexicana (Siete Cerros, Anahuac, Jupateco) são menos tolerantes a elevados teores de Al do que variedades brasileiras (BH 1146, IAC 5, Nobre), desenvolvidas em solos com baixo pH e alto teor de Al.

Os mecanismos de tolerância ao Al são vários e não existe um único que explique por completo sua diferenciação entre espécies e variedades de plantas. A tolerância ao Al pode ocorrer em plantas eficientes em absorver e translocar P para a parte aérea (Andrew &Van Den Berg, 1971; Miranda & Rowell, 1987, 1989). Parte do P absorvido é utilizado para precipitar o Al nas raízes das plantas (McGormick & Borden, 1974). A

[13] Acima de pH 7,0, há formação de aluminato $[Al(OH)_4^-]$ que é também tóxico às plantas.

descrição detalhada dos diversos mecanismos de tolerância das plantas ao Al pode ser encontrada em trabalho de revisão de Foy el al. (1978); Foy & Fleming (1978) e, mais recentemente, em Silva et al. (2002).

A elevada acidez de grande parte dos solos tropicais condiciona uma alta atividade do Al na solução do solo, deficiência de Ca, Mg e P, além da toxidez por Mn.

A percentagem de saturação por Al é, também, um bom indicador da acidez do solo e seu efeito sobre as plantas. O trabalho de Gonzalez Erico (1976) demonstra que, acima de pH 5,4, os níveis de saturação por Al (m) foram inferiores a 10 % na camada de 0–15 cm. A concentração de Al na solução do solo depende do pH do solo, da saturação por Al, do teor de matéria orgânica (Figura 8) e da presença de outros íons na solução do solo.

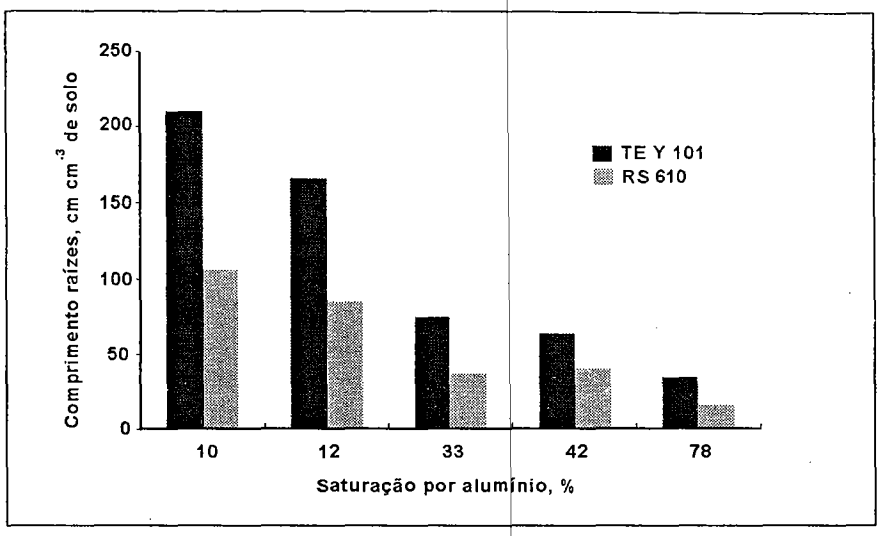


Figura 7. Crescimento de raízes de duas variedades de sorgo, considerando os níveis de saturação por alumínio, na camada de 0–15 cm do solo, em LV argiloso.
Fonte: Embrapa (1976).

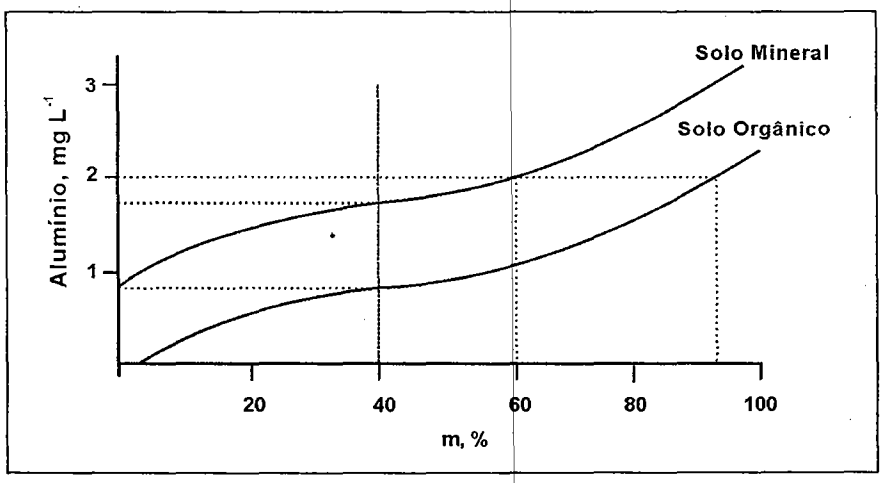


Figura 8. Teor de alumínio na solução do solo como variável da saturação por alumínio (m) de solos minerais e orgânicos.
Fonte: Adapatado de Gonzalez Erico (1976).

Considera-se que 2 mg L^{-1} de Al^{3+} na solução constituam uma concentração tóxica para muitas plantas cultivadas, podendo esta concentração ocorrer a pH 5,0, mas não a 5,5 ou maior.

Em termos de efeitos negativos ao crescimento das plantas, o efeito primário da toxidez por Al faz-se sentir no sistema radicular. Os principais sintomas que podem ser observados no sistema radicular são:

- raízes curtas ou grossas;
- inibição do crescimento das raízes, que se tornam castanhas;
- raízes laterais engrossadas e pequena formação de pêlos radiculares;
- predisposição da planta injuriada a infecções por fungos; entretanto, também há casos em que o Al^{3+} controla algumas doenças fúngicas das raízes.

Como efeitos citológicos, podem-se observar:

- inibição da divisão celular, com a conseqüente inibição do alongamento celular;
- ruptura das células do periciclo.

Também, como efeitos fisiológicos e bioquímicos, destacam-se:

- aumento na viscosidade do protoplasma das células das raízes com conseqüente decréscimo da permeabilidade à água, sais e corantes;
- redução na habilidade de uso de sacarose para a formação de polissacarídeos nas paredes celulares;
- inibição de desidrogenase isocítrica, enzimas málicas, redução na fosforilase de açúcares, respiração e síntese de DNA;
- efeito na absorção e utilização de nutrientes, principalmente de Ca e P.

Os mecanismos de tolerância das plantas a elevadas concentrações de Al são:

- não absorvem Al, pois apresentam capacidade de manter o Al fora do metabolismo da planta (mecanismo de exclusão), por processos de complexação do Al com ácidos orgânicos e por precipitação de $Al(OH)_3$ pela maior basificação da rizosfera.
- não translocam Al para a parte aérea, mantendo sua capacidade de absorver P e Ca, mesmo na condição de elevada absorção de Al.
- há espécies com elevada capacidade de manter adequada partição de C para formar novas raízes absorventes.

A determinação tão somente do peso de raízes não é uma medida adequada para avaliar o efeito da calagem na redução do Al trocável do solo e, conseqüentemente, no crescimento das raízes. Seria interessante, na avaliação desse efeito, a determinação do comprimento das raízes, bem como dos percentuais de "raízes finas" e "raízes grossas" (Dias et al., 1985). Vale salientar que, às vezes, confunde-se o efeito de deficiência de Ca com a de toxidez causada pelo Al, bem como redução do Al absorvido com o suprimento de Ca.

O Al parece ter efeito negativo sobre a absorção e translocação de Ca (Johnson & Jackson, 1964). A aplicação de Ca é mais favorável ao crescimento radicular, especialmente de raízes finas, que da parte aérea de plantas de milho (Silva et al., 1993).

Com relação ao P, o Al tem efeito no solo e na planta. Observam-se, freqüentemente, plantas deficientes em P em solos com altos teores de Al. Nas plantas, pode ocorrer precipitação do P nas superfícies celulares ou no espaço livre aparente.

Em estudo, realizado por Foy & Brow (1963), em solução nutritiva, plantas de algodão exibiram sintomas de deficiência de P na presença de Al a um pH igual a 5,0. O aumento da concentração de P na solução pode restringir o efeito de Al. Porém, tal efeito em solos altamente intemperizados, como é o caso de grande parte dos solos brasileiros, é inviável economicamente, dada a grande capacidade de adsorção de P por estes solos. Deve-se ressaltar que existem diversas espécies de plantas, como as do gênero *Eucalyptus*, com alta tolerância ao Al e para as quais a correção do solo não se faz necessária (Neves et al., 1982).

Alterações de pH na Região da Rizosfera

O pH da rizosfera pode ser diferente daquele do solo, chegando a ser acima de duas unidades àquele do solo (Hedley et al., 1982). As plantas promovem a extrusão de H^+ ou de HCO_3^- e liberação de exsudatos radiculares, como ácidos orgânicos, aminoácidos, açúcares, fenóis, etc. (Silva et al., 2002)

As plantas raramente absorvem quantidades equivalentes de cátions e de ânions e, para manter o equilíbrio eletroquímico entre as raízes e a rizosfera e uma constância de pH intracelular, ocorrem mecanismos compensatórios. Assim, o balanço na absorção iônica deve ser compensado pela simultânea extrusão de H^+, quando em situações de predomínio na absorção de cátions, ou de OH^-, HCO_3^- ou $RCOO^-$, quando existe predomínio na absorção de ânions (Sonn & Miller, 1977).

Em geral, para solos de boa porosidade, a liberação de CO_2 via respiração radicular ou microbiana não provoca importantes alterações no pH da rizosfera. A difusão de CO_2 pelos poros do solo dá-se de maneira rápida (Nye, 1986). Da mesma forma, grandes mudanças de pH da rizosfera induzidas por exsudatos de baixo peso molecular podem ser consideradas mais como exceção do que regra (Marschner, 1991).

Dentre as práticas de manejo cultural, a adubação nitrogenada talvez possa produzir as maiores alterações no pH da rizosfera. Com N absorvido, preferencialmente, como nitrato, a planta passa a absorver mais ânions que cátions, resultando em valores de pH mais altos na rizosfera. Assim, a absorção de $N\text{-}NH_4^+$ promove a extrusão de H^+, enquanto a absorção de $N\text{-}NO_3^-$ promove formação de HCO_3^- e conseqüente aumento do pH (Nye, 1986).

Em plantas com associação simbiótica com microrganismos fixadores de N_2, ocorre desbalanço na proporção de cátions/ânions decorrente da maior absorção de cátions. Conseqüentemente, observa-se a extrusão de H^+ em intensidade proporcional ao desbalanço.

Alterações no pH da rizosfera podem resultar em efeitos benéficos ou maléficos no crescimento de plantas. Em solos alcalinos e neutros, o aumento no pH leva à menor disponibilidade de nutrientes, como o Fe, Mn, Cu e Zn. Em solos ácidos, o aumento do

pH da rizosfera pode resultar em decréscimo da atividade do Al, sendo este fato considerado como um dos mecanismos de adaptação do vegetal a estas condições (Foy et al., 1965; Silva et al., 2002).

Da mesma forma, o abaixamento do pH da rizosfera pode resultar em maior solubilização de fosfatos naturais utilizados como fertilizantes e, assim, aumentar a disponibilidade de P para a planta.

Independentemente das circunstâncias que podem condicionar aumento ou diminuição do valor de pH da rizosfera, a magnitude desta variação está relacionada com o poder tampão da acidez do solo. Em solos com altos teores de matéria orgânica e de argila, espera-se que estas alterações de pH sejam de menor magnitude.

Em condições de campo, têm-se observado que a soja é sensível ao excesso de Mn. Por outro lado, na fase inicial de crescimento, essa cultura pode ser afetada pela deficiência de Mn em solos com calagem excessiva, sendo que esses sintomas desaparecem visualmente com o crescimento da planta (Novais et al., 1989). Observa-se, também, que a deficiência de Zn é mais comum e intensa para as culturas de milho e arroz, por exemplo. É possível que esses feitos sejam decorrentes das alterações do pH da rizosfera.

CORREÇÃO DA ACIDEZ DO SOLO

Considerando a importância deste tema, a Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, em 1983, promoveu, na XV Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo, um Simpósio sobre Acidez e Calagem. Os trabalhos desse simpósio foram publicados em diferentes capítulos e abordaram, de forma abrangente, o manejo da acidez em solos ácidos (Raij et al., 1983).

Os efeitos adversos da acidez do solo para as plantas não ocorrem somente na camada superficial (0–20 cm), podendo acontecer, também, na subsuperfície. Cochrane & Azevedo (1988), analisando solos da Região do Cerrado nas profundidades de 0–20 e 20–50 cm, verificaram que, respectivamente, 79 e 70 % das amostras apresentavam saturação por Al maior que 10 %. Esses autores observaram, também, que o teor de Ca era menor que 0,4 $cmol_c\ dm^{-3}$, em 86,3 % das amostras da camada de 20–50 cm.

A correção da acidez superficial e subsuperficial do solo faz-se necessária para promover maior eficiência de absorção da água e nutrientes pelas plantas e obter melhores produtividades das culturas. Para essa correção, o insumo mais utilizado para a camada superficial do solo é o calcário e, para a subsuperficial, em solos com argila de baixa atividade, é o gesso agrícola (Sousa & Lobato, 2004).

Princípios da Calagem e Qualidade do Calcário

A calagem está fundamentada no fenômeno de troca catiônica

$$\rceil H + MX \leftrightarrow \rceil M + HX$$

em que MX é um sal que cede ao solo seu cátion.

O ânion X tem de ser um ácido fraco para atuar como receptor de prótons.

Os materiais que contêm MX são corretivos da acidez do solo.

Muitos materiais podem ter capacidade de promover a troca iônica, mas, para serem corretivos, necessitam de:

a) efetuar a reação: o cátion (X) do sal deve trocar com H^+, Al^{3+} e outros cátions trocáveis de caráter ácido e de dissociar parte de H,

b) produto da reação: após a troca, deve formar-se HX,

Exemplo de um corretivo não-desejável

$$\rceil H + MCl \leftrightarrow \rceil M + HCl$$ (não haverá correção da acidez do solo)

c) elemento essencial: M deve ser um nutriente. Assim, além de efetuar a correção da acidez do solo, estar-se-á fornecendo um nutriente às plantas

Exemplo de corretivo não-desejável:

$$\rceil \begin{matrix} H \\ H \end{matrix} + BaX \leftrightarrow \rceil Ba + HX$$ (Ba não é nutriente)

Exemplo de corretivo desejável:

$$\rceil \begin{matrix} H \\ H \end{matrix} + CaCO_3 \leftrightarrow \rceil Ca + CO_2\uparrow + H_2O$$ (Ca é nutriente)

Os materiais que satisfazem a maioria de requisitos de bom corretivo são os calcários ($CaCO_3$, $MgCO_3$).

No País, têm-se muitos afloramentos de rochas calcárias. São produtos de fácil aquisição, neutralizam o Al^{3+} e são fontes de Ca e Mg.

$$\rceil \begin{matrix} Al \\ Al \end{matrix} + 3CaCO_3 + 4H_2O \rightarrow \rceil \begin{matrix} Ca \\ Ca \\ Ca \end{matrix} + 2Al(OH)_3\downarrow + 3CO_2 + H_2O$$

Calcários calcinados (CaO, MgO)[14] são bons corretivos. Entretanto, não são muito usados, pois são mais caros e apresentam efeito corrosivo.

Outros materiais que contêm Ca, que trocam e precipitam Al, mas que não atuam como corretivos, são, por exemplo, superfosfatos, gesso, etc.

Além dos calcários, as escórias de alto forno e de siderurgia são materiais eficientes na correção da acidez do solo.

---

[14] $CaCO_3 \xrightarrow[\Delta\ (calor)]{} CaO + CO_2\uparrow$

Portanto, o calcário neutraliza a acidez, deixando o solo com Ca e Mg no lugar dos cátions de caráter ácido. O Al é precipitado como oxihidróxido e CO_2 é despendido (Raij, 1991).

Acidez Superficial

A prática utilizada para correção da camada superficial do solo é a calagem. O valor de pH em água a ser atingido, para um bom crescimento e desenvolvimento da maioria das culturas, é de 5,5 a 6,3. Nesse intervalo de pH, as plantas têm boas condições de absorção dos nutrientes, como já comentado.

A calagem bem feita neutraliza o Al do solo e fornece Ca e Mg como nutrientes. Ela promove, também, o aumento da CTC efetiva, reduzindo a lixiviação de bases. Além disso, possibilita maior crescimento do sistema radicular das plantas, facilitando a absorção e a utilização dos nutrientes e da água.

Deve-se salientar que, com o aumento do pH, pode ocorrer redução na disponibilidade de micronutrientes, como já discutido. Entretanto, com a adição das doses de micronutrientes recomendadas pela pesquisa, não tem havido problemas de disponibilidade desses elementos, na faixa de pH entre 5,5 e 6,3. Dentre as várias finalidades da prática da calagem, destacam-se as seguintes:

a) corrigir a acidez do solo, pela neutralização do H^+. Após a aplicação do calcário ao solo, o ânion CO_3^{2-} (base forte) é o principal responsável pela hidrólise da água e formação do íon OH^-, que irá neutralizar a acidez ativa (H^+) do solo. É oportuno lembrar que o ânion SO_4^{2-} (base fraca) não tem, praticamente, capacidade de hidrolisar a água e produzir OH^-. Por essa razão, o gesso não é considerado corretivo de acidez ativa.

$$CaCO_3 + H_2O \rightarrow Ca^{2+} + HCO_3^- + OH^-$$

$$HCO_3^- + H_2O \rightarrow CO_2 + OH^- + H_2O$$

b) corrigir a toxidez do Al e de Mn por reações de precipitação desses elementos, na forma de oxihidróxidos: $Al(OH)_3$ e $Mn(OH)_2$. O Al é totalmente precipitado quando o pH do solo atinge valores em torno de 5,5 (Figura 1). Essa precipitação, pode ocorrer, também, com alguns micronutrientes metálicos, como o Cu^{2+}, Fe^{2+}, Fe^{3+} e Zn^{2+}, diminuindo a disponibilidade dos mesmos.

$$Al^{3+} + OH^- \rightarrow Al(OH)^{2+}$$

$$Al(OH)^{2+} + OH^- \rightarrow Al(OH)_2^+$$

$$Al(OH)_2^+ + OH^- \rightarrow Al(OH)_3$$

$$Mn^{2+} + OH^- \rightarrow Mn(OH)^+$$

$$Mn(OH)^+ + OH^- \rightarrow Mn(OH)_2$$

c) fornecer Ca e Mg para as plantas, visto que a maioria dos corretivos contém estes nutrientes.

d) gerar cargas negativas no solo e, conseqüentemente, aumentar a retenção de cátions (maior $CTC_{efetiva}$).

e) neutralizar os sítios de cargas positivas dos oxihidróxidos de Fe e Al, minimizando, principalmente, a adsorção de fosfato. Entretanto, após a calagem em solos com altos teores de Fe e Al trocáveis, haverá a formação de oxihidróxidos amorfos com altos valores de PCZ (veja capítulo IV). Esses podem ser protonados, gerando cargas positivas e, conseqüentemente, aumentando a adsorção dos ânions como $H_2PO_4^-$, MoO_4^{2-} e SO_4^{2-}.

f) aumentar a atividade biológica do solo, principalmente quanto à fixação biológica de N_2 e à colonização de fungos micorrízicos, e promover maior mineralização da matéria orgânica.

g) propiciar condições para melhor crescimento do sistema radicular, aumentando, dessa forma, sua absorção de água e nutrientes pelas plantas.

A reação do calcário com o solo é relativamente lenta e depende, basicamente, da disponibilidade de água. Por isso, recomenda-se que sua aplicação no solo seja feita com alguma antecedência ao plantio, de modo que, na época de estabelecimento das culturas, a acidez já tenha sido, pelo menos, parcialmente corrigida.

Quando foram aplicadas ao solo quantidades de calcário suficientes para obter pH entre 5,5 e 6,0 (Figura 9), esses valores foram alcançados aproximadamente após cem dias, com uma precipitação pluvial de 1.270 mm. Portanto, esse seria o período necessário para que o calcário reaja com o solo antes do estabelecimento da cultura, dependendo da disponibilidade de água.

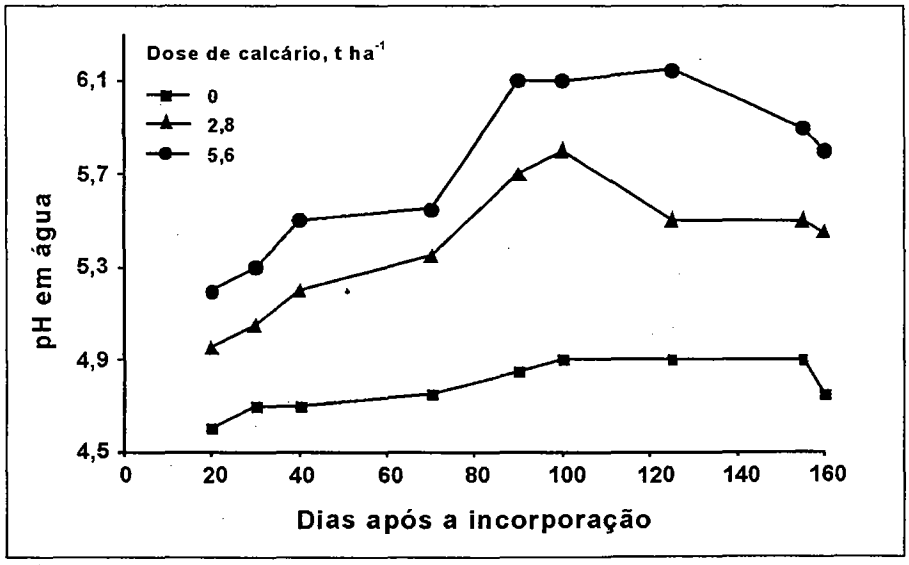


Figura 9. Dados de pH em água de um LE argiloso de Cerrado, como variável do tempo de incorporação de diferentes doses de calcário, com uma precipitação pluvial de 1.270 mm.
Fonte: Embrapa (1981).

Determinação da Necessidade de Calagem

A quantidade de calcário ou corretivo a ser utilizada para adequar a acidez do solo à condição desejada depende do tipo de solo e do sistema de produção estabelecido. Para uma seqüência arroz-pastagem (*Brachiaria decumbens*), sabe-se que a aplicação do calcário como fonte de Ca e Mg, com doses que variam de 0,5 a 1,0 t ha^{-1}, produz resultados aceitáveis a curto prazo, por serem espécies que toleram a acidez do solo. Se o sistema de produção for planejado para utilização de culturas anuais, como soja, feijão, milho e trigo, a acidez do solo deverá ser corrigida em nível compatível com essas culturas.

Como já foi mencionado, a calagem é fundamental para a agricultura em solos ácidos. No entanto, não existe uma definição clara sobre o melhor método para determinar a necessidade de calagem, ou seja, a quantidade de corretivo a ser aplicada ao solo. O cálculo da necessidade de calagem tem-se baseado, fundamentalmente, nos seguintes métodos:

- método da curva de incubação com $CaCO_3$;
- método baseado no teor de alumínio trocável;
- métodos baseados no decréscimo de pH de soluções-tampão (SMP ou Woodruf);
- métodos baseados na correlação para determinado valor de pH, saturação por bases e, ou, matéria orgânica.
- método para neutralizar a acidez trocável e elevar os teores de Ca e de Mg trocáveis.

É importante, nos estudos de calagem, que sejam separados os efeitos corretivos dos efeitos nutricionais. Todavia, é difícil isolar ou individualizar os efeitos detrimentais da toxidez de Al, Mn daqueles causados pelas deficiências de Ca e, ou, Mg.

Outro ponto da maior importância para diversas culturas é a relação Ca:Mg do corretivo a ser empregado. Para uma mesma dose de calcário aplicado, diferentes relações entre esses nutrientes podem levar a resultados também diferentes.

A seguir, são apresentados os principais métodos para determinação da necessidade de calagem utilizados no Brasil.

Método da Curva de Incubação

Neste método, amostras de solo são homogeneizadas com diferentes quantidades de calcário ou com $CaCO_3$ p.a., acondicionadas em sacos plásticos de parede grossa, com umidade correspondente a 80 % da capacidade de campo, fechados e colocados para incubar por 45 a 90 dias. É recomendável revolver os solos dos sacos plásticos, uma vez por semana, para promover melhor homogeneização. Após a estabilização do pH, as amostras devem ser secas ao ar, determinando-se características de acidez do solo. Utilizam-se doses crescentes de carbonatos para determinar a curva completa de neutralização (Quadro 7, Figura 10).

Quadro 7. Medidas de acidez do solo, determinadas após incubação com diferentes doses de carbonato de cálcio em uma amostra de um Latossolo Vermelho argiloso

Dose de $CaCO_3$	pH_{H_2O}	Al^{3+}	$Ca^{2+}+Mg^{2+}$	H + Al	m	V
t ha^{-1}		cmol$_c$ dm^{-3}			%	
0	5,36	1,02	0,30	7,73	73,9	4,5
1	5,42	0,52	1,17	7,28	29,7	14,5
2	5,58	0,12	1,87	6,41	5,9	23,1
4	5,94	0,00	3,40	5,22	0,0	39,9
6	6,25	0,00	4,72	3,78	0,0	55,8
8	6,56	0,00	6,17	3,03	0,0	67,3

Fonte: Miranda, L.N. (Comunicação pessoal).

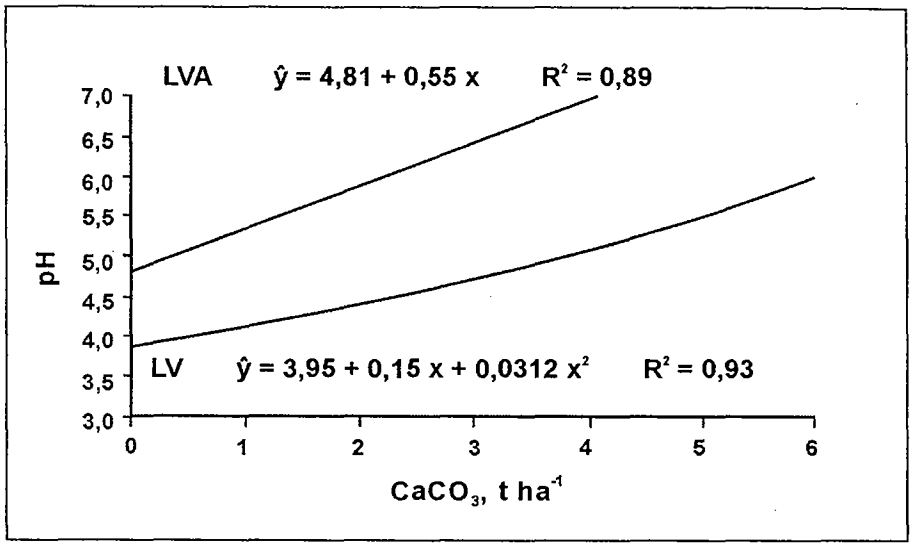


Figura 10. Curvas de incubação de amostras de dois Latossolos.
Fonte: Alvarez V., V.H. (comunicação pessoal).

Este método apresenta algumas inconveniências. Pode haver mineralização intensa da matéria orgânica durante a incubação, resultando na superestimação da necessidade de calcário. Adicionalmente, em decorrência do aumento dos sais solúveis que influenciam a força iônica da solução, é possível ocorrer erros na determinação do pH em água. O problema do excesso de sais pode ser contornado pela determinação do pH em solução de $CaCl_2$ 1 mmol L^{-1}, de força iônica constante.

Para se obter pH = 6,0 no LVA (Figura 10), necessita-se de 2,164 t ha^{-1} e, no LV, de 5,990 t ha^{-1} de $CaCO_3$.

As declividades ($\delta y/\delta x$) das equações, 0,55 no LVA e 0,15 + 0,0642x no LV indicam a diferença de poder tampão dos solos. No LVA, é igual a 1,818 t ha^{-1}/unidade de pH e

é constante, não importando o intervalo de pH considerado. No LV, é variável; por exemplo, entre pH 4 e 5 é igual a 3,842 - 0,312 = 3,530 t ha^{-1} de $CaCO_3$ e entre pH 5 e 6 é igual a 5,990 – 3,842 = 2,148. Portanto, o LV é mais tamponado entre pH 4 e 5 do que entre 5 e 6.

Usualmente, as curvas de incubação são definidas com relação ao pH, mas, após a incubação, também podem ser determinados os teores de Al e de Ca trocáveis, podendo, assim, conhecer quanto de calcário é necessário para neutralizar o Al trocável e, também, quanto de Ca trocável será atingido (Quadro 7).

Este método não considera a produção das plantas e deixa sérias interrogações quanto ao seu uso para recomendações de doses de corretivo que otimizem (economicamente) o uso do calcário (Paula et al., 1991). Ele, também, não é prático para uso rotineiro, por ser demorado e trabalhoso, mas é utilizado em trabalhos de pesquisa e na calibração de outros métodos.

Método da Neutralização da Acidez Trocável

Quando se deseja corrigir a acidez do solo, o critério de neutralização da acidez trocável (Al^{3+}) parece suficiente. Por este método, a necessidade de calagem foi definida, dentro do Programa Internacional de Análise de Solos (Cate, 1965), pela fórmula:

$$NC^{(15)} = 1{,}5 \times Al^{3+} \qquad (11)$$

Catani & Alonso (1969) calibraram o método de neutralização de Al^{3+} para elevar o pH a valores entre 5,5 e 5,7, obtendo a seguinte equação:

$$NC = 0{,}08 + 1{,}22\ Al^{3+} \qquad (12)$$

Segundo Alvarez V. et al. (1990a), as doses de calcário definidas por este método, para amostras de 21 solos de Minas Gerais, não elevaram o pH aos valores esperados, atingindo-se o valor de 5,2, suficiente para neutralizar a maior parte do Al trocável. No entanto, a correção do pH até esses valores pode ser adequada para neutralizar o Al trocável, mas insuficiente para corrigir excessos de Mn e deficiências de Ca e de Mg no solo.

Método da Solução-Tampão SMP

Este método baseia-se na medida do decréscimo do pH de uma solução-tampão de acetato de amônio 1 mol L^{-1} pH 7,0 em contato com uma amostra do solo na relação solo:solução 1:10 (Brown, 1943). Woodruff (1948) propôs o uso de uma solução de acetato de cálcio 0,5 mol L^{-1} e óxido de magnésio a pH 7,0. Entretanto, Shoemaker et al. (1961) observaram que o critério proposto por Woodruff recomendava pouco calcário para os

---

(15) A NC é expressa em t ha^{-1} de $CaCO_3$ ou de um calcário com PRNT = 100 %, incorporado de 0–20 cm.

solos de Ohio (USA) e propuseram uma solução com maior poder tampão, composta de: p-nitrofenol, K_2CrO_4, $CaCl_2.2H_2O$, $Ca(CH_3COO)_2.H_2O$ e trietanolamina, e ajustada a pH 7,5. A relação solo:água:tampão recomendada é de 10:10:5. Esse critério passou a ser difundido como o método do tampão SMP[16].

O pH determinado na suspensão do solo com a solução-tampão SMP permite estabelecer as quantidades de calcário a aplicar, utilizando curvas de neutralização (Figura 11) ou tabelas, estabelecidas previamente para a obtenção de um determinado pH. Para cada nível de pH em água a ser atingido, deve ser obtida a relação entre o pH_{SMP} e a necessidade de calagem. Uma das vantagens desse método é a simplicidade para se determinar a necessidade de calagem obtida só com as medidas de pH_{SMP}. Por levar em consideração o poder tampão do solo, este método apresenta bom fundamento teórico.

A calibração do método é feita correlacionando o pH_{SMP} de uma série de solos com a necessidade de calagem para elevar o pH, em geral, a 6,0 ou 6,5 ou mesmo a 5,5, sendo esta necessidade de calagem determinada por incubação com $CaCO_3$. De posse do valor do pH_{SMP} do solo e definido o pH que se deseja alcançar, utilizando uma tabela, determina-se a necessidade de calagem (Quadro 8).

Deve-se salientar que essas tabelas devem ser obtidas para cada região, uma vez que os dados obtidos em uma localidade podem subestimar ou superestimar a necessidade real de calcário de outra (Sousa et al., 1989).

Este método é oficialmente utilizado nos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

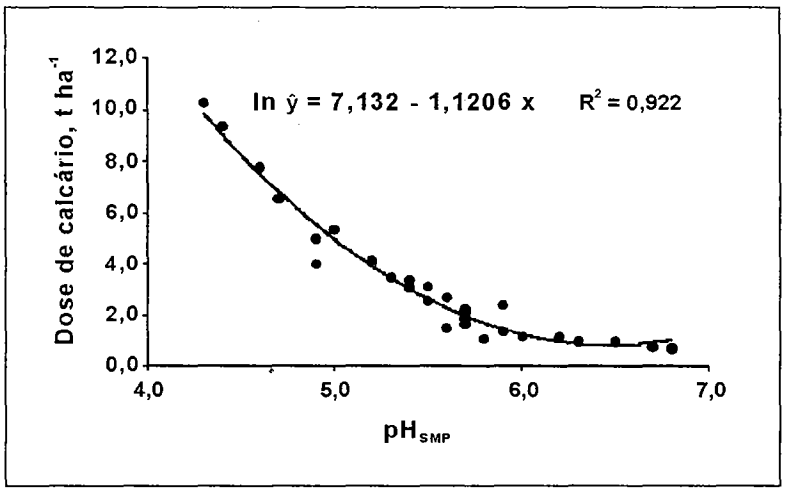


Figura 11. Relação entre dose de calcário a ser aplicada no solo para atingir pH em água de 6,0 e o pH_{SMP}.
Fonte: Sousa et al. (1989).

[16] Esta sigla veio das primeiras letras dos nomes dos autores; Schoemaker, McLean & Pratt.

Quadro 8. Necessidade de calagem de solos de acordo com o pH_{SMP} (relação 10:10:5, solo, água, solução-tampão)

pH_{SMP}	NC para pH_{H_2O}		
	5,5	6,0	6,5
	t ha^{-1} $CaCO_3$		
4,5	12,5	17,3	24,0
5,0	6,6	9,9	13,3
5,5	3,7	6,1	8,6
6,0	1,6	3,2	4,9
6,5	0,4	1,1	2,1

Fonte: Tedesco et al. (1995).

Método do pH e do Teor de Matéria Orgânica do Solo

Esse método baseia-se no poder tampão da matéria orgânica do solo e na sua elevada correlação com a CTC a pH 7,0 (Defelipo et al., 1982). A necessidade de calagem (NC) para elevar o pH do solo a 6,0 poderia ser estimada através do pH em água (1:2,5) e do teor de matéria orgânica do solo (MOS), usando a seguinte expressão:

$$NC = 1,6\ (6,0 - pH)\ MOS \qquad (13)$$

Este método pode superestimar a NC e, para o pH a 6,0 em solos de Minas Gerais utilizados em cafeicultura, Alvarez V. (1996) recomenda a fórmula:

$$NC = 1,87\ [\ MO\ (6 - pH)\ ]^{0,731118} \quad R^2 = 0,797 \qquad (14)$$

Método da Neutralização da Acidez Trocável e Elevação dos Teores de Ca e Mg Trocáveis

Neste método, a calagem deve ser suficiente para neutralizar o Al trocável e assegurar teores adequados de Ca e Mg no solo, sendo o valor de pH de interesse secundário (Mohr, 1960; Coleman et al., 1958; Cate, 1965; Kamprath, 1967, 1970).

Como a acidez trocável é o grande componente relacionado em acidez dos solos, desenvolveram-se métodos de recomendação de calagem baseados unicamente no teor de acidez trocável. Assim Kamprath (1967) sugeriu a fórmula:

$$NC = 2 \times Al^{3+} \qquad (15)$$

Porém, em solos altamente intemperizados, a produtividade é limitada pela deficiência generalizada de nutrientes, como o Ca e Mg. Conseqüentemente, a deficiência

de Ca é fator limitante para o bom crescimento radicular. Por isso, surgiram métodos que levam em consideração a correção do Al trocável e, também, o fornecimento de Ca e Mg. Algumas variações de uso desse critério são utilizadas para estimar a NC e, como exemplo, é apresentada a proposta de Sousa & Lobato (2004) para a Região do Cerrado.

a) Para solos com $CTC_{pH\,7,0}$ maior que 4,0 $cmol_c\ dm^{-3}$, teor de argila acima de 15 % e teor de Ca + Mg menor que 2,0 $cmol_c\ dm^{-3}$, é utilizada a Eq. 16:

$$NC = (2 \times Al) + [2 - (Ca + Mg)] \quad (16)$$

b) Para solos com $CTC_{pH\,7,0}$ maior que 4,0 $cmol_c\ dm^{-3}$, teor de argila maior que 15 % e teor de Ca + Mg maior que 2,0 $cmol_c\ dm^{-3}$, recomenda-se a Eq. 17.

$$NC = (2 \times Al) \quad (17)$$

c) Quando se tratar de Neossolos Quartzarênicos (teor de argila menor que 15 %), a NC é dada pelo maior valor encontrado nas duas alternativas (Eq. 17 ou 18).

$$NC = 2 - (Ca + Mg) \quad (18)$$

O método do Al, Ca e Mg trocáveis, como apresentado, para estimar a necessidade de calcário, é semi-empírico. Ele não considera o poder tampão dos solos e não permite o cálculo da calagem levando em consideração as exigências das diferentes culturas. Além disso, em algumas situações, a quantidade de corretivo recomendada não é suficiente para controlar a toxidez de Mn.

A recomendação da NC de acordo com a Equação 16, foi utilizada, principalmente nos Estados de Goiás e de Minas Gerais (CFSEMG, 1978). Entretanto, para a cultura do cafeeiro Freire et al. (1984) recomendam a utilização da fórmula:

$$NC = 2Al^{3+} + [3 - (Ca^{2+} + Mg^{2+})] \quad (19)$$

Para melhorar a capacidade preditiva desse método, considerou-se o poder tampão (PTH), sendo a correção das deficiências de Ca e Mg feita com a nova fórmula (CFSEMG, 1989):

$$NC = YAl^{3+} + [X - (Ca^{2+} + Mg^{2+})] \quad (20)$$

em que o valor de Y varia com o PTH e é estimado pela textura do solo, e X varia de acordo com as exigências das culturas.

Quando os teores de $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ ultrapassam o valor de X, utiliza-se somente a primeira parte da fórmula:

$$NC = Y \times Al^{3+} \quad (21)$$

O método adotado na 5ª Aproximação de Recomendações para Uso de Corretivos e Fertilizantes em Minas Gerais (Quadro 9) utiliza a fórmula (Alvarez V. & Ribeiro, 1999):

$$NC = Y\,[Al^{3+} - (m_t \times t/100)] + [X - (Ca^{2+} + Mg^{2+})] \quad (22)$$

Quadro 9. Valores máximos de saturação por Al^{3+} tolerados pelas cultura (m_t), valores de X para o método do Al e do Ca + Mg trocáveis (NC_{AlCaMg}) para algumas culturas e valores de saturação por bases (V_e) que se procura atingir pela calagem com a utilização do método de saturação por bases (NC_V)

Cultura	m_t	X	V_e
	%	$cmol_c\ dm^{-3}$	%
Cereais (milho, trigo, sorgo, arroz)	15-25	2,0	50
Leguminosas (feijão, soja, adubos verdes)	20	2,0	50
Hortaliças (tomate, repolho, alho, ervilha)	5	3,0	60-70
Café	25	3,5	60
Cana-de-açúcar	30	3,5	60
Fruteiras tropicais (mamoeiro, citros, banana, abacaxi)	5-15	2,0-3,5	60-80
Pastagens			
Leguminosas	15-25	1,0-2,5	40- 60
Gramíneas	20-30	1,0-2,0	40- 50
Eucalipto	45	1,0	30

Fonte: Adaptado de Alvarez V. & Ribeiro (1999).

em que Y varia com o PTH e pode ser definido de acordo com a textura do solo pela equação:

$$Y = 0{,}0302 + 0{,}06532\ Arg - 0{,}000257\ Arg^2; \qquad R^2 = 0{,}9996 \qquad (23)$$

Método da Saturação por Bases

Catani & Gallo (1955) propuseram o cálculo da NC com base na relação entre pH e saturação por bases do solo segundo a fórmula:

$$NC = [(H + Al)\ (i_2 - i_1)]/(100 - i_1) \qquad (24)$$

em que i_1 é a saturação por bases atual do solo e i_2 a saturação por bases desejada. O valor de i_1 é obtido pela equação:

$$i_1 = (pH_{H_2O} - 4{,}288)\ /\ 0{,}03126$$

Esse critério foi alterado por Raij (1981), passando para:

$$NC = T\ (V_e - V_a)/100 \qquad (25)$$

em que $CTC_{pH\ 7,0} = T = (H + Al) + K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+$ em $cmol_c\ dm^{-3}$; V_a = saturação por bases atual do solo (%); V_e = saturação por bases desejada ou esperada (%).

O valor de Na^+ trocável não é normalmente considerado nos cálculos, devido ao seu baixo teor na maioria dos solos ácidos brasileiros. O valor de $V_a = [(K + Ca + Mg)/ CTC_{pH\ 7,0}]\ 100$.

A vantagem deste método está na flexibilidade de recomendação da calagem para diferentes culturas. Com base na relação entre o pH (água ou cloreto de cálcio) e a saturação por bases do solo (Figura 12), pode-se calcular a necessidade de calagem de acordo com as exigências das culturas.

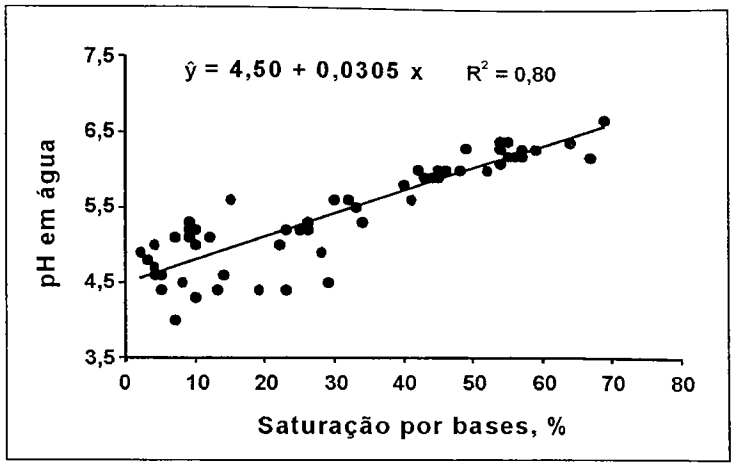


Figura 12. Relação entre valores de pH em água e saturação por bases, na camada de 0-20 cm de solos da Região do Cerrado.
Fonte: Sousa et al. (1989).

A fórmula pode ser simplificada segundo as equações 26 e 27, conforme sugerido por Sousa et al. (1989),

$$NC = (V_e T / 100) - SB_a \quad (26)$$

para V_e igual a 60 %:

$$NC = 0,6\ T - SB_a \quad (27)$$

O método da saturação por bases tem a importante característica de considerar a facilidade dos cálculos e a flexibilidade de adaptação para diferentes culturas (Raij, 1991).

Existem tabelas com os valores de V_e mais adequados para cada cultura. É importante ressaltar que essas recomendações de V_e são válidas para os solos em que o método foi calibrado, devendo-se ter cuidado na sua extrapolação. Para solos de Minas Gerais e, em geral, para os de Cerrado, os valores V_e estão apresentados no quadro 9.

Quando se comparam alternativas de estimar a NC para solos da Região do Cerrado (Quadro 10), observa-se que o método da saturação por bases e o do SMP recomendaram, em média, 3,1 t ha^{-1} de calcário. O método baseado nos teores de Al, Ca e Mg trocáveis recomendou 2,6 t ha^{-1}, ou seja, 16 % menos calcário que os demais e elevou a saturação por bases dos solos para valores médios de 49 % (Sousa et al., 1989). Utilizando-se esse critério, há tendência de superestimar a recomendação de calcário para solos arenosos com baixa $CTC_{pH\ 7,0}$ (menor que 4,0 $cmol_c\ dm^{-3}$) e subestimá-la para solos com $CTC_{pH\ 7,0}$ alta (maior que 12,0 $cmol_c\ dm^{-3}$).

Quadro 10. Doses de calcário estimadas por quatro métodos em trinta amostras de solos da camada de 0–20 cm da Região do Cerrado

Método	Dose de calcário		
	Mínima	Máxima	Média
	t ha^{-1}		
Saturação por bases de 50% padrão [1]	0,7	10,3	3,3
Saturação por bases de 50% estimando Al+H [2]	0,8	10,7	3,0
SMP para pH em água de 6,0 [3]	0,6	10,1	3,1
Al, Ca e Mg trocáveis [4]	2,2	6,2	2,6

[1] Determinada com acetato de cálcio 0,5 mol L^{-1} a pH 7,0. [2] H + Al estimado por meio do pH_{SMP}. [3] Dose estimada por meio do pH_{SMP}, obtido da regressão entre a acidez potencial e o pH_{SMP}. [4] Segundo Sousa et al. (1989).
Fonte: Segundo Sousa et al. (1989).

Os critérios utilizados para recomendação de calcário estão bem regionalizados no Brasil. Assim, a Região Sul utiliza predominantemente o método da solução-tampão SMP para se atingir pH em água de 5,5; 6,0 ou 6,5. Nas Regiões Sudeste e Centro Oeste, utiliza-se o método da saturação por bases com recomendações entre 30 e 70 %, e, nas Regiões Sudeste, Norte e Nordeste, o critério do Al, Ca e Mg trocáveis.

Quantidade de Calcário a ser Aplicada

A necessidade de calagem (NC) definida com os diferentes critérios ou métodos anteriormente apresentados indica a dose, a quantidade de $CaCO_3$ ou calcário com PRNT = 100 % a ser incorporado por hectare, na camada de 0–20 cm de profundidade. Esta seria a situação teórica do uso do calcário. Segundo Alvarez V. & Ribeiro (1999), a determinação da quantidade de calcário a ser usada deve considerar:

- a percentagem da superfície a ser coberta pela calagem (sc);
- a profundidade (cm) na qual será incorporado o calcário (p) e,
- o PRNT do calcário a ser utilizado.

Portanto, a quantidade de calcário (QC) a ser usada, em t ha^{-1}, será:

$$QC = NC\ (sc/100)\ (p/20)\ (100/PRNT) \qquad (28)$$

Por exemplo, a quantidade de calcário (PRNT = 90 %) em lavoura de café, cuja NC é de 6 t ha^{-1}, a área a ser corrigida em faixas de 75 % e profundidade de incorporação 8 cm, será:

$$QC = 6\ (75/100)\ (8/20)\ (100/90) = 2{,}0\ t\ ha^{-1}\ [17]$$

[17] Essa equação, com fundamentação matemática indiscutível, não se aplica, por exemplo, para a recomendação de calagem em sistema plantio direto (veja capítulo XV). As doses de calcário aplicadas em lavouras de café já estabelecidas ou em florestas de eucalipto, se adotada essa equação, seriam muito menores que as normalmente utilizadas.

Efeitos da Calagem em Culturas

Muitos trabalhos relatam os efeitos benéficos da calagem para culturas anuais e perenes, resultando em aumentos importantes de produtividade. Fagundes et al. (1953) já apontavam a acidez do solo de Cerrado como um dos fatores responsáveis pela baixa produtividade das culturas. Esses autores chegaram a dobrar as produtividades de milho e de amendoim com aplicação de 4 t ha^{-1} de calcário, comparada com as obtidas sem utilização desse corretivo.

Os efeitos prejudiciais da acidez do solo no crescimento e desenvolvimento das culturas variam entre espécies de plantas e mesmo entre variedades e ecótipos dentro da mesma espécie. Estudos de McClung et al. (1957, 1961) e de Mikkelsen et al. (1962), em solos de Cerrados de São Paulo e Goiás, indicaram respostas à calagem do capim-jaraguá e pangola, de alfafa, algodão, milho e soja. Couto et al. (1988) observaram, em campo, resposta do capim *Andropogon gayanus* ao calcário. Dentre as espécies de gramíneas e leguminosas forrageiras, existem diferenças no grau de adaptação às condições do solo (Vilela et al., 2000; Sousa et al., 2001). Para espécies pouco exigentes em fertilidade, como *Andropogon gayanus* cv. Planaltina, *Brachiaria decumbens* e *B. humidicola*, recomenda-se a saturação por bases de 30 a 35 % e, muito exigentes como o capim elefante e napier, a saturação por bases é de 50 a 60 %.

A produtividade de grãos de culturas, como milho, soja, trigo e feijão, aumenta com a saturação por base até 40 %, estabiliza entre valores de 40 e 60 % e diminui quando a saturação por base é maior que 60 %. Para valores de saturação por base maiores que 60 % (Figura 13), o pH em água do solo pode ficar acima de 6,3 e, nessa situação, ocorrer deficiência de micronutrientes.

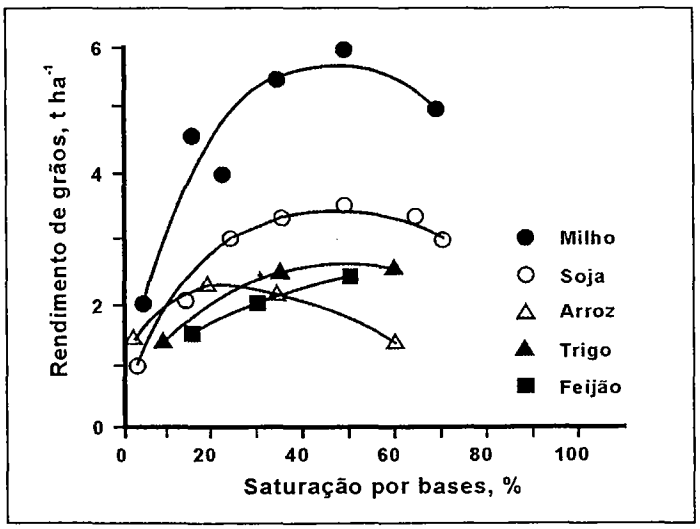


Figura 13. Relação entre produtividade de grãos de algumas culturas anuais e saturação por bases na camada arável de solos de Cerrado.
Fonte: Sousa & Lobato (2004).

No Estado de São Paulo, recomenda-se calagem para atingir a saturação por bases de 70 % no solo, para culturas de milho, soja e feijão (Raij, 1991). Para solos da Região de Cerrados, recomenda-se a saturação de 50 % para essas culturas (Sousa & Lobato, 2004). Assim, o pH em água do solo e a saturação por bases a serem atingidos dependem do sistema de produção, das espécies que serão utilizadas e da intensidade de uso do solo, dentre outros fatores regionais.

Escolha do Corretivo

A acidez do solo pode ser neutralizada, utilizando-se vários compostos que podem liberar OH^- e, ou, HCO_3^-. A substância padrão na correção da acidez do solo é o $CaCO_3$ com mol de carga (mol_c) igual a 50. Ao $CaCO_3$, é atribuído o valor neutralizante (VN), bem como o poder neutralizante (PN) de 100 %. A equivalência de outros compostos em relação ao $CaCO_3$ é feita pela relação entre os respectivos pesos do mol_c. Por exemplo, para o $Ca(OH)_2$ que tem peso do mol_c de carga igual a 37, essa relação é de 50/37 = 1,35. Isto significa que 100 kg de $Ca(OH)_2$ tem o mesmo efeito na correção da acidez que 135 kg de $CaCO_3$ (VN = 135 %) (Quadro 11).

A eficiência dos corretivos depende do teor de substâncias capazes de liberar OH^- ou HCO_3^- (neutralizantes), tamanho das partículas (grau de moagem), estrutura cristalina do material e teor de Mg. Os corretivos mais utilizados na neutralização da acidez do solo são os calcários (Quadro 12).

A qualidade dos corretivos varia com a granulometria e com o poder de neutralização (PN) do material. Com base na granulometria, determinam-se a reatividade (RE) e a velocidade de reação do corretivo no solo.

Quadro 11. Número de mol de carga (mol_c) em um kilograma de diferentes corretivos e seus correspondentes valores neutralizantes (equivalente em $CaCO_3$)

Corretivo	Fórmula	Nº mol_c kg^{-1}	VN (%)
Carbonato de cálcio (calcita)	$CaCO_3$	20,0	100
Carbonato de magnésio (Magnesita)	$MgCO_3$	23,7	119
Carbonato de cálcio e magnésio (Dolomita)	$CaCO_3.MgCO_3$	21,7	109
Hidróxido de cálcio	$Ca(OH)_2$	27,0	135
Hidróxido de magnésio	$Mg(OH)_2$	34,3	172
Óxido de cálcio	CaO	35,7	179
Óxido de magnésio	MgO	49,6[1]	248[2]
Silicato de cálcio	$CaSiO_3$	17,2	86
Silicato de Magnésio	$MgSiO_3$	19,9	100

[1] 1.000 g de MgO = 49,6 mol_c kg^{-1} (1.000/20,15), pois 1 mol_c de MgO corresponde a 20,15 g de MgO. [2] Como 20 mol_c kg^{-1} de $CaCO_3$ são iguais a 100 %, 49,6 mol_c kg^{-1} de MgO são iguais a 248,14 %.

Quadro 12. Características mínimas de poder de neutralização (PN) e soma dos óxidos dos principais corretivos de acidez

Material	PN	CaO + MgO
	%	
Calcários	67	38
Cal virgem agrícola	125	68
Cal hidratada agrícola	94	50
Escórias	60	30
Calcário calcinado agrícola	80	43
Outros	67	38

Fonte: Brasil (1998).

A reatividade de um calcário depende, em parte, de sua natureza geológica. Os de natureza sedimentar são mais reativos do que os metamórficos (Alcarde, 1985), e a reatividade depende, fundamentalmente, da granulometria do material, que permite estimar a eficiência relativa (ER).

A reação de neutralização da acidez do solo pelos calcários se dá pelo contato entre a superfície das partículas do corretivo e a solução do solo. Como os calcários são originalmente de baixa reatividade, é necessário que suas partículas sejam de tamanho o menor possível, pois, quanto menores suas partículas, maior a superfície específica e maior a área de contato ou de reação.

Em relação à granulometria, a legislação atual determina as seguintes características mínimas: passar 100 % por peneira de 2 mm (ABNT N° 10); 70 % por peneira de 0,84 mm (ABNT N° 20), e 50 % por peneira de 0,30 mm (ABNT N° 50). É permitida uma tolerância de retenção de 5 % na peneira de 2 mm.

Considerando a granulometria, pode-se avaliar a ER no período de aproximadamente três meses (Quadro 13).

O teor de neutralizantes é avaliado pelo poder de neutralização (PN), expresso em equivalente de carbonato de cálcio (equivalente em $CaCO_3$). A partir do PN e da ER, calcula-se o poder relativo de neutralização total (PRNT) do corretivo (Eq. 29). Para os calcários, a legislação brasileira estabelece como valores mínimos 67 % para o PN, e 45 %, para o PRNT.

$$PRNT = (PN \times ER) / 100 \qquad (29)$$

Por exemplo, o PN (96 %) de um calcário com 39 % de CaO e 13 % de MgO é menor que o VN [39 (179/100) + 13 (248/100) = 102 %], em razão da presença de parte de Ca e Mg em compostos químicos que não neutralizam a acidez.

A ER é igual à média ponderada da ER das classes de partículas (Quadro 13) com a granulometria da amostra analisada (Quadro 14):

Quadro 13. Reatividade de calcários ou eficiência relativa (ER) de acordo com sua granulometria

Fração granulométrica		ER
mm	Peneira ABNT	%
> 2,00	retida Nº 10	0
0,84- 2,00	passa Nº 10, retida Nº 20	20
0,30- 0,84	passa Nº 20, retida Nº 50	60
≤ 0,30	passa Nº 50	100

Quadro 14. Exemplo de características químicas e granulométricas de um calcário comercial

Característica química		Granulometria	
	%	mm	g
CaO	39	> 2,00	5
MgO	13	0,84- 2,00	25
PN	96	0,30- 0,84	50
		≤ 0,30	120

$$ER = ((0 \times 5) + (20 \times 25) + (60 \times 50) + (100 \times 120)) / (5 + 25 + 50 + 100) = 77{,}5\ \%$$

Assim:

$$PRNT = 96 \times 77{,}5 / 100 = 74{,}4\ \%$$

A legislação atual determina também que os corretivos comercializados deverão apresentar características mínimas (Quadro 12).

Com base na dose e nas características do calcário, muitas informações podem ser obtidas:

A aplicação de 1,0 t ha^{-1} de $CaCO_3$ (PRNT = 100 %) corresponde ao acréscimo de 1,0 $cmol_c\ dm^{-3}$ de Ca^{2+} no solo (0–20 cm)

Portanto:

Para qualquer calcário, independentemente de sua relação Ca:Mg:

1,0 t ha^{-1} deste calcário x seu PRNT/100 = $cmol_c\ dm^{-3}$ de (Ca^{2+} + Mg^{2+}) no solo

ou:

1,0 t ha^{-1} de (XO[18]/100) (VN[19]/100) (RE/100) = $cmol_c\ dm^{-3}$ de X no solo.

---

[18] X = Ca ou Mg

[19] Assumindo VN e XO em % de CaO ou de MgO no calcário ~ PN do respectivo óxido CaO com VN = 179 % e MgO = 248 %.

Como exemplo: a aplicação de 5 t ha^{-1} de um calcário, com 30 % de CaO e 20 % de MgO e com RE = 100 %, vai acrescentar ao solo, depois da reação completa do calcário:

$$5{,}0 \times 0{,}30 \times 1{,}79 \times 1{,}0 = 2{,}68 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3} \text{ de } Ca^{2+}$$

$$5{,}0 \times 0{,}20 \times 2{,}48 \times 1{,}0 = 2{,}48 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3} \text{ de } Mg^{2+}$$

Pode-se dizer, ainda, que o PRNT deste calcário = ($cmol_c$ dm^{-3} de Ca^{2+} + $cmol_c$ dm^{-3} de Mg^{2+}) / dose de calcário em (t ha^{-1}) = (2,68 + 2,48) / 5,0 = 1,032 → 103,2 % de PRNT.

Um dos fatores limitantes do solo ácido pode ser, também, o seu baixo conteúdo de Ca e de Mg. Assim, a aplicação de um calcário que contenha Mg terá, aliada ao seu efeito neutralizante da acidez, a adição de quantidade adequada de Mg, o que, evidentemente, não acontece quando se utiliza calcário calcítico.

A relação Ca:Mg é outra característica importante do corretivo, sendo que a relação apropriada varia de acordo com o solo e com as culturas. Uma relação molar comumente recomendada é a de 3:1 ou 4:1. Entretanto, não se deve descartar o uso de calcários calcíticos como corretivo, podendo-se complementar a adubação com fertilizantes que contenham Mg, como o sulfato ou carbonato de Mg e mesmo o óxido de Mg. Algumas vezes, os calcários dolomítico e magnesiano chegam ao agricultor a preços duas ou mais vezes mais caro do que o calcário calcítico.

Pelos teores de Mg, os calcários podem ser classificados em:

a) Calcíticos - menos de 5 % MgO
b) Magnesianos - entre 5 e 12 % MgO
c) Dolomíticos - maior de 12 % MgO

Quanto ao PRNT, os calcários podem ser classificados nos grupos:

a) Grupo A - PRNT entre 45 e 60 %
b) Grupo B - PRNT entre 60,1 e 75 %
c) Grupo C - PRNT entre 75,1 e 90 %
d) Grupo D - PRNT superior a 90 %

O PRNT é um índice de valor prático, que caracteriza o poder neutralizante efetivo dos corretivos de acidez. Quando se dispõe de produtos com valores de PRNT e preços diferentes, deve-se escolher o corretivo mais barato por tonelada efetiva, de material corretivo, considerando-se, também, os custos do frete e da distribuição na área. A decisão final deverá considerar o preço por tonelada efetiva do corretivo.

Preço por tonelada efetiva = 100 x preço por tonelada na propriedade / PRNT (30)

Quanto à qualidade de calcário, devem-se considerar sua capacidade de neutralizar a acidez do solo, o poder de neutralização (PN), a reatividade do material (ER), que considera sua natureza geológica e sua granulometria, e o conteúdo de nutrientes, especialmente de Mg.

O poder neutralizante avalia o teor de materiais neutralizantes do calcário, ou seja, a capacidade de reação dos ânions presentes. Ele é expresso em %, considerando o $CaCO_3$ como padrão igual a 100 % e determinado em laboratório por meio do poder de neutralização direta de ácido clorídrico (Duarte et al., 1993).

As reações de alguns corretivos no solo são indicadas nas seguintes reações, junto com as massas molares de carga:

				mol_c^{-1} do corretivo (g)
$\left]\begin{matrix}H\\H\end{matrix}\right.$	$+ CaCO_3$	$\leftrightarrow$	$\left]\right. Ca + CO_2\uparrow + H_2O$	50
$\left]\begin{matrix}H\\H\end{matrix}\right.$	$+ CaO$	$\leftrightarrow$	$\left]\right. Ca + H_2O$	28
$\left]\begin{matrix}H\\H\end{matrix}\right.$	$+ Ca(OH)_2$	$\leftrightarrow$	$\left]\right. Ca + 2H_2O$	37
$\left]\begin{matrix}H\\H\end{matrix}\right.$	$+ MgO$	$\leftrightarrow$	$\left]\right. Mg + H_2O$	20,15

Como já indicado, a capacidade de neutralizar a acidez do calcário também pode ser estimada por meio de seus teores percentuais de Ca e Mg, o que se denomina valor neutralizante - VN.

Como parte desses cátions podem estar combinados com ânions de reação neutra, o VN pode superestimar o PN do calcário. Assim, VN e PN são duas determinações diferentes.

O VN de vários compostos químicos é expresso também em percentagem, considerando, como padrão, o $CaCO_3$ (VN = 100 %). Como 1.000 g de $CaCO_3$ equivalem a 20 mol_c, considera-se que todo composto que em 1 kg de material tenha 20 mol_c terá VN = 100 %.

Quanto à reatividade do calcário no solo com o tempo de cultivo, verifica-se que um período de três anos é bastante razoável para que essa reação se complete. Quaggio et al., (1982) observaram que, após trinta meses de incorporação de 12 t ha^{-1} de calcário (PRNT = 57 %) ao Latossolo Vermelho distrófico de Cerrado cultivado com soja, cerca de 1/3 do corretivo ainda não tinha reagido. Outros dados mostram que, em média, 50 % do calcário aplicado reagiu no primeiro ano; 30 %, no segundo, e o restante, no terceiro ano após sua aplicação (Sousa & Lobato, 2004).

Sousa & Lobato (2002) reaplicaram a dose de 2,8 t ha^{-1} de calcário (PRNT = 100 %) na superfície de um Latossolo Vermelho argiloso de Cerrado, cultivado com milho no sistema plantio direto. O corretivo reagiu gradativamente com o tempo de cultivo, atingindo valores de reação correspondentes a 23, 44, 65 e 100 % do total utilizado, respectivamente, após um, dois, três e seis anos da aplicação. Essa menor taxa de reação do calcário em plantio direto era esperada, devido à menor a área de contato do corretivo com o solo. Com o corretivo não incorporado, a área de contato na superfície atinge valores de pH próximos a 7,0 que reduz, também, a taxa de sua dissolução. Doses

menores de calcário e $CTC_{pH\ 7,0}$ maiores podem tornar mais rápida a reação do corretivo no solo com plantio direto.

Em geral, a velocidade de reação do calcário é diretamente proporcional ao seu PRNT, sendo beneficiada, também, pela melhor uniformidade de sua mistura com o solo. Após a reação do calcário, o processo de acidificação do solo se reinicia, com intensidade diferenciada, dependendo do sistema de preparo do solo, das fontes de adubo nitrogenado e da rotação de culturas.

Época e Modo de Aplicação do Calcário

Os corretivos de acidez do solo são, usualmente, aplicados de modo uniforme na superfície e, em seguida, incorporados ao solo. Quando se utilizam doses elevadas, maiores que 5 t ha^{-1}, existem vantagens no parcelamento. Sugere-se distribuir metade da dose após a abertura da área e incorporá-la com grade pesada, efetuando-se a catação de raízes e limpeza da madeira remanescente na área. Então, aplica-se a segunda metade da dose, incorporando-a com arado de discos na camada de 0–20 cm. Se for necessário utilizar calcário em áreas já cultivadas com sistema de preparo convencional, a incorporação deve ser feita com arado de discos.

Alguns agricultores têm usado doses menores de calcário de alto PRNT, denominado "Filler", no sulco de plantio. Esse corretivo pode fornecer os nutrientes Ca e Mg, porém, como corretivo de acidez, pode ser ineficiente. Corre-se o risco de ocorrer a concentração das raízes no pequeno volume de solo corrigido, favorecendo o tombamento das plantas e aumentando o prejuízo da seca decorrente do pouco crescimento radicular[20].

Portanto, essa aplicação no sulco só é válida para suprir Ca e Mg como nutrientes para as plantas. Nesse caso, doses de até 0,5 t ha^{-1} solucionariam o problema. Contudo, quando o solo apresenta acidez elevada, os acréscimos em produtividade podem ser bastante limitados, quando se utiliza essa técnica. O parcelamento da dose de 4 t ha^{-1} de calcário, em oito aplicações, em quatro anos de seqüência soja-trigo, foi testado (Figura 14). A produtividade máxima da soja só foi obtida no quarto ano de cultivo (oitavo cultivo na área), quando a soma das aplicações parceladas de 0,5 t ha^{-1} atingiu o total da dose de 4 t ha^{-1} recomendada para esse solo. No sistema cultivo de sequeiro, com apenas um cultivo por ano, essa dose seria aplicada em oito anos.

É preciso considerar que a aplicação do calcário no sulco de semeadura corrige apenas pequeno volume do solo, restringindo o crescimento do sistema radicular das culturas em solos ácidos, o que pode limitar a absorção de água e de nutrientes. Por outro lado, a correção de todo o volume de solo propicia melhores condições para o crescimento das raízes em toda a área corrigida. A combinação desses dois métodos de aplicação de calcário, a lanço e no sulco, seria boa alternativa para regiões com alto custo dos corretivos.

---

[20] A prática "Filler" seria recomendada, por exemplo, para Neossolos Quartzarênicos, com pH $\geq$ 5,5, sem Al^{3+}, e com teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} muito baixos, insatisfatórios.

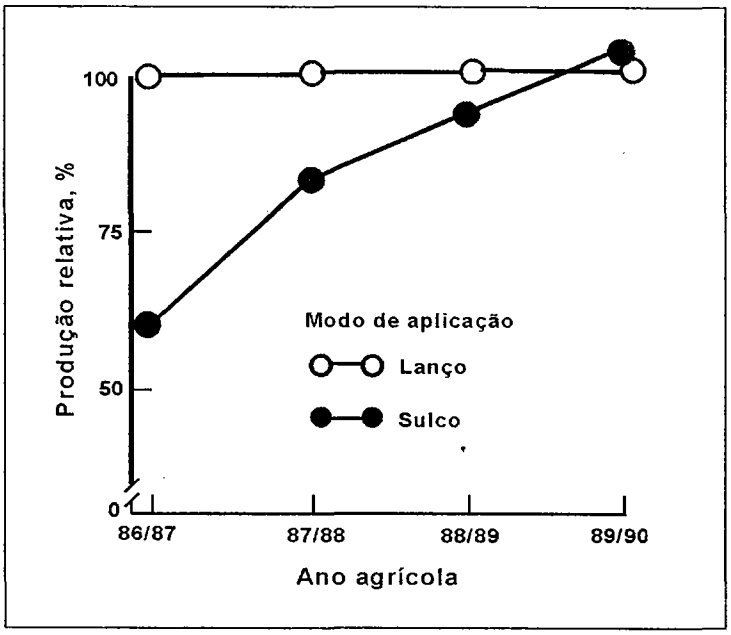


Figura 14. Produção relativa de quatro cultivos de soja em rotação com trigo irrigado, na dose total de 4 t ha^{-1} de calcário a lanço no primeiro ano, e parcelada em oito aplicações de 0,5 t ha^{-1} no sulco, em solo Gleissolo Háplico.
Fonte: Miranda (1993).

A utilização inadequada do calcário pode resultar em deficiência de micronutrientes na lavoura. Quando ocorrer essa deficiência, sugere-se utilizar a análise do solo como ferramenta de diagnóstico. Recomenda-se efetuar amostragem de solo estratificado nas camadas de 0–10, 10–20 e 20–30 cm, para verificar se o problema foi resultante da incorporação superficial do calcário. Nesse caso, deve-se utilizar um implemento agrícola que misture o calcário até 20 cm. Por outro lado, se foi utilizada dose excessiva de calcário, recomenda-se aplicar os micronutrientes em deficiência via adubação foliar, enquanto a saturação por bases vai sendo, gradativamente, reduzida a níveis favoráveis.

O calcário apresenta efeito residual que persiste por vários anos de cultivo com culturas anuais ou forrageiras (Neme & Lovadini, 1967; Gonzalez-Erico, 1976; Raij et al., 1977; Embrapa, 1982). Efeitos residuais do calcário, com manutenção da saturação por bases do solo em níveis adequados por vários cultivos sucessivos, têm sido observados em solo de Cerrado (Quadro 15). No primeiro ano, foi cultivada a soja, seguida de trigo irrigado no período seco, completando sete cultivos dessa seqüência até o oitavo ano de incorporação do calcário. Posteriormente, foi efetuada a seqüência de cultivos de soja e milho no período chuvoso até o décimo ano. A durabilidade do efeito residual do calcário depende da dose utilizada, podendo o manejo adequado do solo maximizar esse efeito. Deve-se fazer, também, uma utilização criteriosa dos fertilizantes, principalmente amoniacais, que podem acidificar o solo.

Práticas conservacionistas poderão também favorecer maior efeito residual do calcário, como pode ser observado após seis anos da incorporação do corretivo (Figura 15). A área preparada anualmente com arado de discos e grade niveladora apresentou

Quadro 15. Valores de saturação por bases de um Gleissolo Háplico, após diferentes períodos de tempo da incorporação de doses crescentes de calcário (PRNT = 100 %)

Dose de calcário	Tempo após incorporação inicial (ano)			
	1	4	8	10
t ha^{-1}	%			
0	14	12	9	6
2	30	29	19	17
4	44	45	35	31
8	61	71	57	56

Fonte: Miranda (1993); Miranda & Miranda (2000).

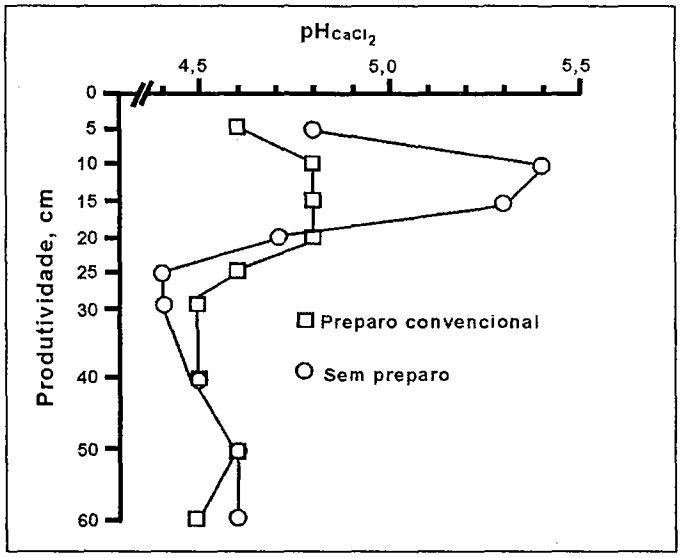


Figura 15. Valores de pH de um Latossolo Vermelho-Amarelo muito argiloso em diferentes profundidades, após seis anos de aplicação do calcário em dois sistemas de preparo do solo.
Fonte: Sousa & Lobato (2004).

processo de acidificação mais intenso até 20 cm de profundidade, necessitando 35 % mais calcário que a área sem preparo, para elevar a saturação por bases do solo para 50 %. Outra observação importante é que, na área sem preparo, o processo de acidificação foi bastante intenso nos 5 cm superficiais do solo.

A análise do solo é ferramenta importante para monitoramento das condições químicas adequadas para o cultivo. Como o calcário apresenta efeito residual prolongado, seria necessário fazer nova análise de solo para avaliar a necessidade de calcário, depois de três anos de cultivo. Recomenda-se a reaplicação do calcário para os solos do Cerrado, quando a saturação por bases for menor que 35 %, no sistema de sequeiro, e menor que

40 %, nos sistemas irrigado e plantio direto. Sugere-se aplicar calcário para elevar a saturação por bases do solo para 50 %, nos cultivos de sequeiro e de plantio direto e, para 60 %, nos cultivos irrigados. A reaplicação do calcário deve ser feita a lanço e sem incorporação, no sistema plantio direto, e incorporado com arado de discos, no sistema convencional.

A calagem deve ser considerada como investimento e, no cálculo de sua economicidade, são englobados períodos de amortização ao redor de cinco a seis anos (Sousa & Scolari, 1986). O uso do calcário tem participação no custo de "construção da fertilidade do solo" (transformação de solos de baixa fertilidade em solos férteis), entre 5 e 8 % para culturas de sequeiro. Essa operação deve seguir as recomendações, visto que o uso de doses abaixo ou acima das indicadas tem efeito direto na queda da produtividade.

Avaliações econômicas de experimentos com diferentes doses de calcário e cultivados por nove anos com culturas anuais, apresentadas por Miranda et al. (1980) e Sousa et al. (1985), mostram a viabilidade do uso do calcário. A margem de lucro bruto dos tratamentos com calcário foi superior entre 68 e 122 % à do tratamento sem calagem. Considerando o período de nove anos de avaliação, para cada unidade monetária investida em calcário, o retorno médio para as diferentes doses de calcário foi de dez unidades monetárias. Em caso de não utilização do calcário, o melhor investimento alternativo para o produtor renderia 20 %.

Supercalagem

A quantidade de calcário a aplicar deve ser definida pela análise de solo para evitar aplicação de quantidade superior à necessária. A calagem em excesso é tão prejudicial quanto a acidez elevada, com o agravante de ser muito mais difícil corrigi-la. Com a supercalagem, há a precipitação de diversos nutrientes do solo, como P, Zn, Fe, Cu, Mn, mineralização da matéria orgânica, etc.

A supercalagem pode ocorrer quando o calcário é incorporado a apenas 10 cm, embora o método recomende a incorporação entre 0–20 cm. Essa supercalagem acontece, por exemplo, quando se aplica em covas para transplantio de mudas de café (40 × 40 × 40 cm) uma dose padrão de 500 g de calcário.

Para essa cova e para uma NC = 6,0 t ha^{-1} e calcário com PRNT = 74,4 %, devem-se adicionar:

$$QC = 6\ (64/2.000.000)\ (100/74,4) = 258\ g/cova$$

CORREÇÃO DA ACIDEZ DO SOLO EM PROFUNDIDADE

Incorporação Profunda do Calcário

A deficiência de Ca em solos ácidos, associada ou não à toxidez de Al, ocorre na camada superficial (0–20 cm) e pode, também, estar presente nas camadas subsuperficiais.

Nesse caso, as raízes da maioria das espécies cultivadas cresceriam apenas na camada superficial. Esse problema, aliado à baixa capacidade de retenção de água dos solos, pode causar diminuição na produtividade das plantas, principalmente nas regiões de maior ocorrência de veranicos. Para superar essa condição, pode-se utilizar o calcário com incorporação profunda, o que possibilita aumento de produtividade das culturas nos primeiros anos de cultivo (Figura 16).

O efeito benéfico da incorporação profunda do calcário seria a redução da saturação por Al em maior volume de solo (Quadro 16), favorecendo maior crescimento do sistema radicular e, conseqüentemente, maior absorção de água e de nutrientes do solo pelas plantas. Entretanto, a diferença resultante da incorporação profunda do calcário diminui com o tempo de cultivo, em decorrência da lixiviação de Ca, Mg e K da camada superficial, que vai reduzindo gradativamente a saturação por Al no perfil do solo. Após o terceiro

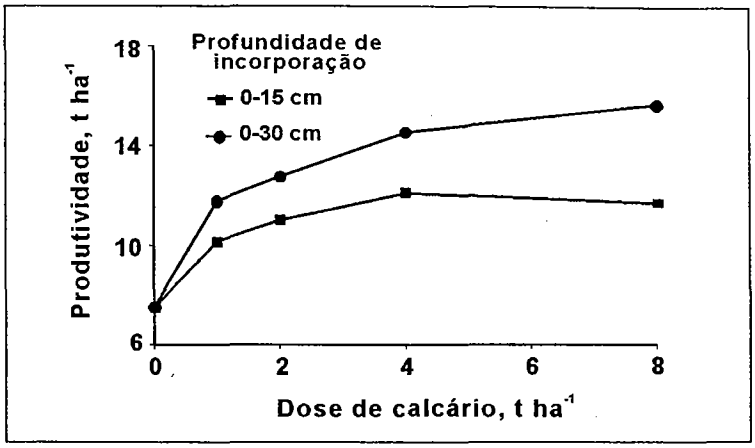


Figura 16. Efeito de doses e de profundidade de incorporação de calcário em um LV argiloso, na produtividade de grãos de milho, acumulada de três cultivos consecutivos.
Fonte: Gonzalez-Erico et al. (1979).

Quadro 16. Efeitos da profundidade de incorporação de 4 t ha^{-1} de calcário sobre a saturação por alumínio (m) e crescimento radicular do milho

Profundidade incorporação	Camadas do solo	m	Raiz/volume solo
cm	cm	%	m dm^{-3}
0- 15	0- 15	6	91,2
	15- 30	55	34,2
	30- 45	65	10,8
0- 30	0- 15	8	93,0
	15- 30	20	65,0
	30- 45	65	13,7

Fonte: Gonzalez-Erico et al. (1979).

ano de cultivo, a produtividade do milho não foi alterada pela profundidade de incorporação do calcário. A incorporação profunda do corretivo fica limitada, muitas vezes, pela impossibilidade de utilização de implementos agrícolas apropriados, pela presença de raízes da vegetação natural nas áreas recém-incorporadas ao sistema produtivo, bem como pelo custo elevado da mecanização.

A aplicação do calcário e sua incorporação até 20 cm são as práticas mais comuns na agricultura. Conseqüentemente, para que a calagem corrija a acidez e a deficiência de Ca das camadas mais profundas do solo, é necessário um tempo maior de cultivo. Nessas condições, nos solos com limitações subsuperficiais, as raízes das plantas se concentram na camada superficial e o agricultor fica exposto a perdas em produtividade das culturas, ocasionadas por veranicos.

Gessagem

Outra alternativa de manejo da acidez em profundidade é a utilização do gesso para melhoria do ambiente radicular, abaixo da camada corrigida pela calagem usual, principalmente em solos com argilas de baixa atividade. Esse produto é aplicado na camada superficial do solo e, após sua dissolução, irá fixar-se abaixo dessa, graças à sua alta mobilidade nos primeiros centímetros do solo. A lixiviação do Ca no perfil favorece o aprofundamento das raízes e permite às plantas superar veranicos e usar, com mais eficiência, a água e os nutrientes disponíveis no solo.

As reações do gesso no solo, indicadas por Pavan & Volkweiss (1986), são apresentadas abaixo, de forma resumida. Inicialmente, na camada superficial, ocorre a dissociação do gesso, bem como a lixiviação pareada dos íons Ca^{2+} e SO_4^{2-} e do par iônico $CaSO_4^0$.

$$2CaSO_4.2H_2O \rightarrow Ca^{2+} + SO_4^{2-} + CaSO_4^0 + 4H_2O$$

Depois, na camada subsuperficial, ocorrem a troca iônica do Al na superfície de troca pelo Ca e a formação do par iônico $AlSO_4^+$, que não é tóxico para as plantas. O Al pode, também, ser precipitado na forma de oxihidróxido[21].

O uso do gesso para gerar condições propícias ao crescimento radicular tem tido maior abrangência nos solos da Região do Cerrado que apresentam, em cerca de 80 % de área, algum problema de acidez subsuperficial. A técnica de uso do gesso para esses solos já está disponível (Sousa et al., 1995) e tem permitido minimizar os efeitos dos veranicos, principalmente nos meses de janeiro e fevereiro, época crítica para desenvolvimento das culturas de grãos (Sousa & Ritchey, 1986).

Os trabalhos desenvolvidos com o gesso como melhorador ou condicionador do ambiente radicular nas décadas de 1970 e 1980 foram temas de dois importantes seminários sobre "O uso do gesso na agricultura", realizados em junho de 1985 e março de 1992 e promovidos pelo Instituto Brasileiro de Fosfato. Nos seus anais, podem ser encontradas informações adicionais.

---

[21] A atividade do Al em profundidade é diminuída pelo aumento da força iônica da solução do solo e pela formação de complexo com o F^- constituinte do gesso.

Associação do Gesso Agrícola com o Calcário

Para corrigir a acidez e a deficiência de Ca e Mg em superfície, a calagem é suficiente. Entretanto, para correção em profundidade, o gesso agrícola ou mineral ajuda a movimentação de cátions em profundidade para camadas subsuperficiais.

O gesso constitui importante insumo para a agricultura, mas, por suas características, tem seu emprego limitado a situações particulares bem definidas. Seu uso indiscriminado e sem critérios pode acarretar problemas em vez de benefícios para o agricultor.

O gesso agrícola é basicamente o sulfato de cálcio diidratado ($CaSO_4.2H_2O$), obtido como subproduto industrial. Para a produção de ácido fosfórico, as indústrias de fertilizantes utilizam, como matéria-prima, rochas fosfatadas (apatita, especialmente a fluorapatita) que, ao serem tratadas com ácido sulfúrico mais água, produzem, como subprodutos da reação, o sulfato de cálcio e o ácido fluorídrico, conforme a reação:

$$Ca_{10}(PO_4)_6F_2 + 10H_2SO_4 + 20H_2O \leftrightarrow 6H_3PO_4 + 10CaSO_4.2H_2O + 2HF$$

O gesso agrícola é um sal pouco solúvel em água (2,5 g L^{-1}), mas que pode atuar aumentando a força iônica da solução do solo, de maneira que haja contínua liberação dos íons do sal para a solução por longos períodos de tempo. Essa característica, aliada aos teores de Ca (170 a 200 g kg^{-1}), S (140 a 170 g kg^{-1}), P_2O_5 (6 a 7,5 g kg^{-1}), F (6 a 7 g kg^{-1}), Mg (1,2 g kg^{-1}), micronutrientes (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, B, Mo) e de outros elementos (Co, Na, Al, As, Ti, Sb, Cd), permite que o gesso agrícola possa ser utilizado na agricultura:

a) como fonte de Ca e de S

b) na correção de camadas subsuperficiais com baixos teores de Ca^{2+} e de outras bases trocáveis e, ou, com altos teores Al^{3+}, com o objetivo de melhorar o ambiente radicular das plantas.

A recomendação do uso de gesso agrícola com esta última finalidade pode implicar a utilização de doses elevadas, devendo ser feita com base no conhecimento das características físicas e químicas dos solos, não apenas da camada arável, mas, fundamentalmente, das camadas subsuperficiais.

Gesso Agrícola como Fonte de Cálcio e de Enxofre para as Culturas

Quanto à recomendação de gesso agrícola para fornecimento de S, doses de 100 a 250 kg ha^{-1} de gesso seriam suficientes para corrigir deficiências do elemento para a maioria das culturas. Deve-se considerar o emprego de outros fertilizantes que contêm S em sua formulação, tais como: superfosfato simples (120 g kg^{-1} de S), sulfato de amônio (240 g kg^{-1} de S) e "Fosmag" (110 g kg^{-1} de S).

Outro aspecto a considerar na adubação com S é a textura do solo. Solos argilosos tendem a apresentar maior capacidade de adsorção de sulfato, exigindo maiores doses de S para atingir a disponibilidade adequada do elemento para as plantas.

Com relação ao uso de gesso como fonte de Ca para as culturas, devem-se levar em consideração alguns aspectos importantes: existem diferenças entre as culturas quanto

à demanda por Ca, sendo plantas como café e tomate muito responsivas ao nutriente, ao passo que espécies florestais, como o eucalipto, apresentam exigência não tão elevada[22]. As características do solo podem, também, alterar a movimentação de Ca no perfil do solo que, se excessiva, pode arrastar o elemento para camadas abaixo daquelas onde se encontra o maior volume de raízes. A descida deste cátion em profundidade modifica o perfil de distribuição das raízes das plantas, aumentando o volume de solo a ser explorado em nutrientes e, especialmente, em água.

Alterações nas Características Químicas do Solo com o Uso do Gesso

Após a dissolução do gesso agrícola aplicado no solo, cuja acidez da camada superficial foi corrigida com calcário, o sulfato movimenta-se para camadas inferiores acompanhado por cátions, especialmente pelo Ca^{2+}. Com essa movimentação de cátions para a subsuperfície, os teores de Ca^{2+} e de Mg^{2+} aumentam (Figura 17), acarretando redução no teor tóxico do Al e melhorando as condições do solo para o crescimento das raízes. Esses efeitos já podem ser observados no mesmo ano agrícola de aplicação do gesso. Quando o gesso é aplicado nas doses recomendadas para cada tipo de solo, não se tem observado movimentação de K e Mg no perfil do solo em quantidades que possam trazer problemas de perdas destes nutrientes.

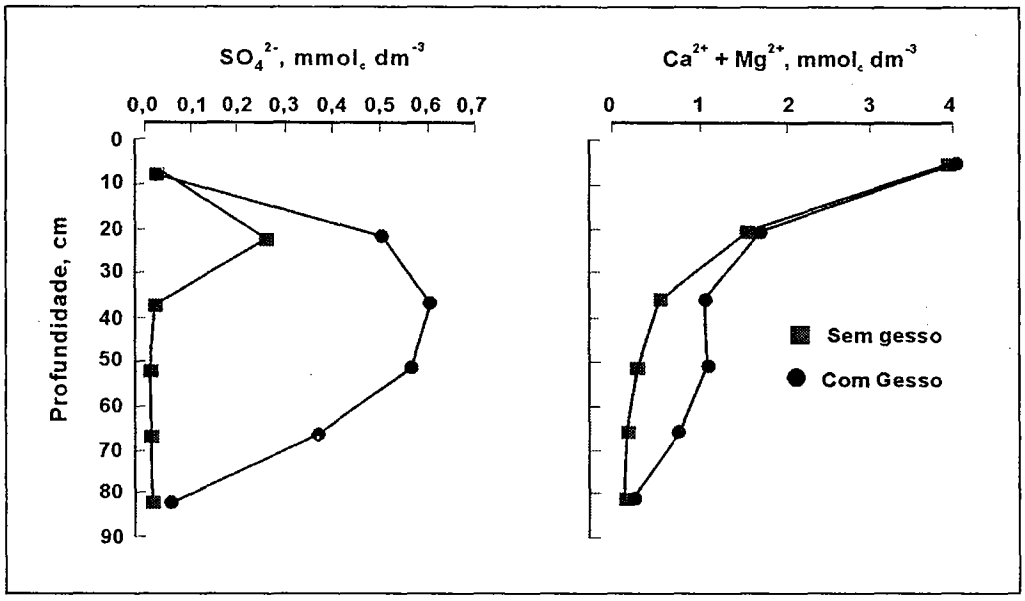


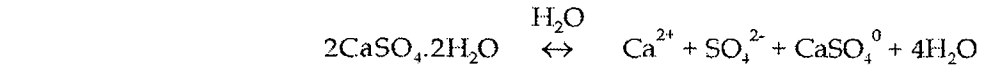
Figura 17. Distribuição do íon sulfato e do cálcio e magnésio trocáveis em diferentes profundidades em um Latossolo Vermelho argiloso, sem ou com 2 t ha^{-1} de gesso, após 39 meses de sua aplicação.

Fonte: Sousa et al. (1995).

---

[22] O eucalipto é muito tolerante ao Al^{3+}, o que faz com que as doses de calcário recomendadas para esta cultura sejam baixas. Por outro lado, a extração de Ca pela planta toda é da ordem de 400 a 600 kg ha^{-1} de Ca.

Em solo com umidade suficiente, o gesso agrícola sofre dissolução:



$$2CaSO_4.2H_2O \xleftrightarrow{H_2O} Ca^{2+} + SO_4^{2-} + CaSO_4^0 + 4H_2O$$

Uma vez na solução do solo, o Ca^{2+} pode interagir com o complexo de troca do solo, deslocando cátions, como Al^{3+}, K^+, Mg^{2+}, para a solução do solo, que podem, por sua vez, reagir com o SO_4^{2-} formando $AlSO_4^+$ (que é menos tóxico às plantas) e os pares iônicos neutros: $K_2SO_4^o$, $CaSO_4^0$, $MgSO_4^0$. Dada a sua neutralidade, os pares iônicos apresentam grande mobilidade ao longo do perfil, ocasionando uma descida de cátions para as camadas mais profundas do solo. Entretanto, sais muito solúveis, como os nitratos de sódio e de potássio, e também o cloreto de potássio, cujos ânions têm pouca ou nenhuma interação com a fase sólida do solo, apresentam alta mobilidade no perfil, sendo arrastados pela água e arrastando consigo aquelas bases. Assim, a solubilidade dos sais na solução do solo, considerada a interação de seus íons com a fase sólida, é que define a mobilidade destes. Por sua vez, os fosfatos são praticamente imóveis, em razão da adsorção aniônica.

De maneira geral, pode-se dizer que diferentes fatores condicionam maior ou menor movimentação dos cátions pelo perfil do solo que recebeu gesso. Dentre eles, destacam-se:

a) quantidade de gesso aplicado,

b) capacidade de troca catiônica do solo,

c) condutividade elétrica da solução do solo,

d) textura do solo e

e) volume de água que o solo recebe.

Desta forma, para um solo de textura arenosa, com baixa CTC e pequena capacidade de adsorver sulfato, a movimentação de bases seria, potencialmente, maior que para um solo de textura argilosa com alta capacidade de adsorção de sulfato e elevada CTC. Portanto, nesses solos, onde o potencial de movimentação de bases é elevado, deve-se ter maior cuidado com a quantidade de gesso aplicada, para evitar o risco de uma movimentação abaixo das camadas exploradas pelo sistema radicular da planta.

Normalmente, a aplicação de gesso agrícola não provoca alterações importantes no pH do solo. Contrariamente à reduzida capacidade de alteração do pH do solo, a aplicação de gesso pode proporcionar importante redução no teor de Al trocável e em sua saturação (m). Estudos de lixiviação têm demonstrado que o Al pode ser encontrado nos lixiviados de perfis reconstituídos de Latossolos brasileiros. A neutralização do Al trocável pela adição de gesso pode ocorrer, basicamente, a partir das seguintes reações:

a) precipitação na forma de $Al(OH)_3$ e liberação de OH^- para a solução, em decorrência da adsorção do sulfato,

b) formação do complexo $AlSO_4^+$, que é menos tóxico às plantas,

c) formação do par iônico AlF^{2+} decorrente da presença de F^- no gesso agrícola,

d) precipitação de minerais de sulfato de Al, como alunita e basaluminita, por exemplo, decorrente do aumento da concentração de sulfato na solução,

e) aumento da força iônica na solução do solo, em profundidade, causando diminuição da atividade química do Al^{3+}.

No entanto, um aspecto importante refere-se ao aumento de Ca^{2+} no complexo de troca, promovendo a redução da saturação por Al (m) que exerce papel mais importante no controle da toxidez do Al para as plantas do que o teor de Al^{3+} ou a sua concentração em solução.

Respostas das Culturas à Gessagem

A resposta ao gesso agrícola como melhorador ou condicionador químico do ambiente radicular em profundidade tem sido observada para a maioria das culturas anuais, destacando-se as respostas das culturas de milho, trigo e soja (Quadro 17). Essas respostas são atribuídas à melhor distribuição das raízes das culturas em profundidade no solo (Figura 18), que propicia às plantas o aproveitamento de maior volume de água, quando ocorre veranico, como observado na cultura do milho (Figura 19). Além disso, os nutrientes são absorvidos com maior eficiência, desde o N de maior mobilidade, facilmente levado para o subsolo e pouco aproveitado se as raízes forem superficiais, até o P de menor mobilidades (Quadro 18).

A utilização do gesso agrícola nos sistemas de agricultura irrigada e plantio direto tem apresentado, também, resultados semelhantes aos obtidos com as culturas anuais. Nas culturas perenes, ocorreu aumento de produtividade para manga e laranja com a utilização do gesso. A cana-de-açúcar, também, tem demonstrado excelentes resultados com a aplicação do gesso agrícola e, para o café, os efeitos ficam evidentes a partir da quarta safra (Quadro 19). Esses ganhos de produção nas culturas perenes têm sido atribuídos ao uso mais eficiente dos nutrientes e da água no perfil do solo.

As plantas forrageiras têm respondido à utilização do gesso. A leucena (*Leucena leucocephala* cv. Cunningham) é uma leguminosa recomendada para alimentação animal e indicada para banco de proteína e associação em pastagens de gramíneas. Após quatro anos de uso do gesso em área cultivada com plantas anuais, ocorreu resposta da leucena

Quadro 17. Efeito da aplicação de gesso agrícola ao solo na produtividade das culturas de milho, trigo e soja, submetidas, na época da floração, a períodos de 25, 15 e 21 dias sem irrigação, respectivamente

Dose de gesso	Milho	Trigo	Soja
	t ha^{-1}		
0	3,2	2,2	2,1
6	5,5	3,5	2,4

Fonte: Adaptado de Sousa et al. (1992a).

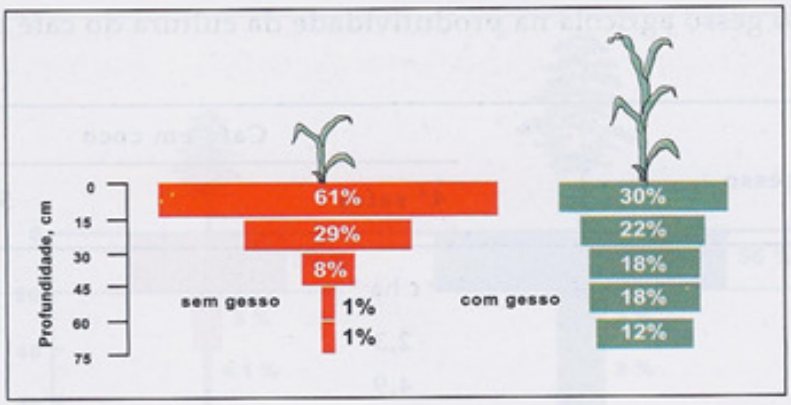


Figura 18. Distribuição relativa de raízes de milho no perfil de um Latossolo Vermelho argiloso, sem ou com a aplicação de 6 t ha^{-1} de gesso.

Fonte: Sousa et al. (1995).

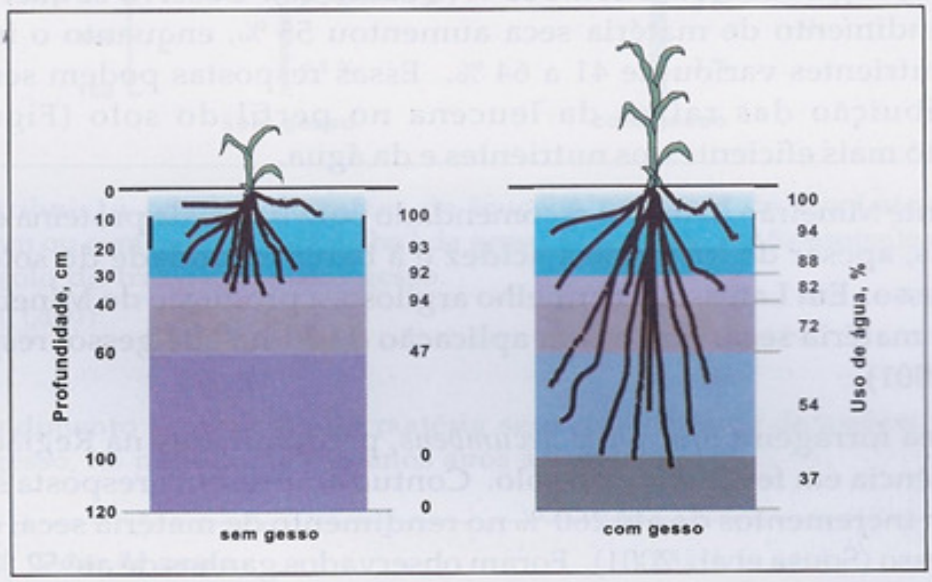


Figura 19. Utilização relativa da lâmina de água disponível no perfil de um Latossolo Vermelho argiloso, pelo milho na fase de lançamento de espigas, após veranico de 25 dias sem e com 6 t ha^{-1} de gesso.

Fonte: Sousa et al. (1995).

Quadro 18. Conteúdo de nutrientes (na palha e grãos) da cultura do trigo, submetida a veranico na época da floração, como variável da aplicação de gesso agrícola ao solo

Dose de gesso	N	P	K	Ca	Mg	S
			t ha^{-1}			
0	80	15	53	12	11	7
2	128	22	81	16	16	12

Fonte: Sousa et al. (1992a).

Quadro 19. Efeito do gesso agrícola na produtividade da cultura do café cultivado em solo de Cerrado

Dose de gesso	Café em coco	
	4ª safra	5ª safra
t ha^{-1}		
0	2,3	5,9
3,75	4,9	7,7

Fonte: Sousa et al. (1995).

a esse insumo durante oito anos seguidos. Considerando a soma das produtividades dos oito cultivos, os ganhos foram de até 68 % (Quadro 20). Observa-se que, com aplicação de gesso, o rendimento de matéria seca aumentou 55 %, enquanto o incremento na absorção de nutrientes variou de 41 a 64 %. Essas respostas podem ser atribuídas à melhor distribuição das raízes da leucena no perfil do solo (Figura 20), com aproveitamento mais eficiente dos nutrientes e da água.

O estilosante Mineirão, também recomendado para banco de proteína e consorciação com gramíneas, apesar de tolerante à acidez e à baixa fertilidade do solo, responde à aplicação de gesso. Em Latossolo Vermelho argiloso, a produção do Mineirão foi de 13,4 e 19,4 t ha^{-1} de matéria seca, sem e com aplicação de 3 t ha^{-1} de gesso, respectivamente (Sousa et al., 2001).

A gramínea forrageira *Brachiaria decumbens*, predominante na Região do Cerrado, tem baixa exigência em fertilidade do solo. Contudo, apresenta resposta significativa à adubação, com incrementos de até 260 % no rendimento de matéria seca, em resposta à aplicação de gesso (Sousa et al., 2001). Foram observados ganhos de até 52 % na produção de matéria seca de *Brachiaria decumbens* em resposta ao uso do gesso, por um período de três anos (Quadro 21). A magnitude desses ganhos está associada ao gesso como fonte de S, visto que essa gramínea forrageira apresenta alta tolerância à acidez do solo.

Quadro 20. Produção de matéria seca (MS) e conteúdo de nutrientes da leucena (*Leucaena leucocephala* cv. Cunningham) no terceiro ano de avaliação, em resposta à adição de gesso em um Latossolo Vermelho argiloso

Dose de gesso	MS	Nutriente					
		N	P	K	Ca	Mg	S
t ha^{-1}		kg ha^{-1}					
0	3,1	91	5	31	38	17	5
3	4,8	148	9	51	62	24	8

Fonte: Sousa et al. (2001).

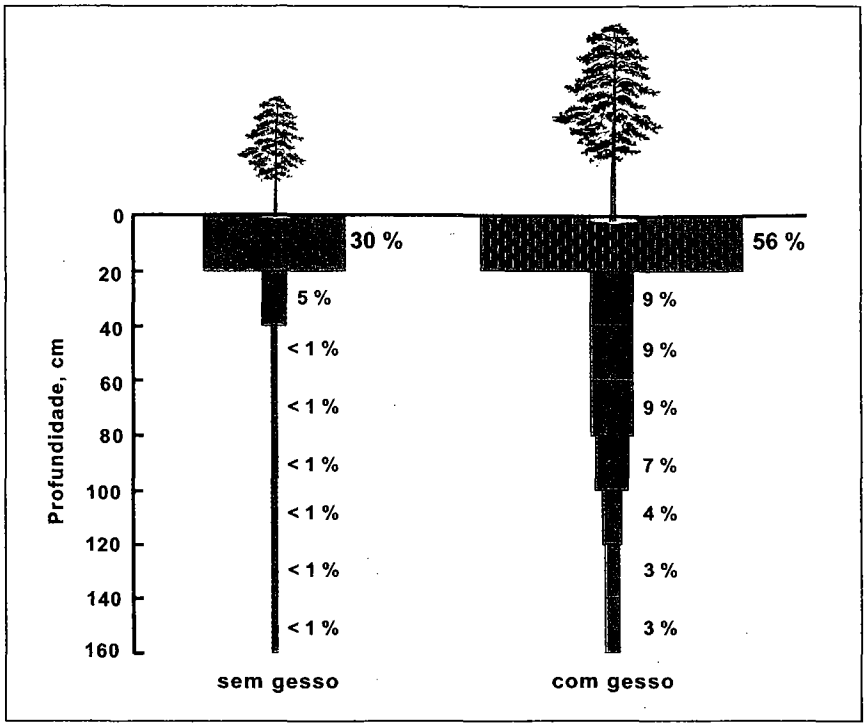


Figura 20. Distribuição relativa de raízes da leucena no perfil de um Latossolo Vermelho argiloso, sem ou com aplicação de 6 t ha^{-1} de gesso. O valor de 100 % equivale a 5,206 g dm^{-3} de raízes no solo do tratamento com gesso.

Fonte: Sousa et al. (2001).

Quadro 21. Rendimento acumulado de matéria seca de *Brachiaria decumbens* para diferentes doses de gesso, no período de três anos após a semeadura

Dose de gesso	Matéria seca
kg ha^{-1}	t ha^{-1}
0	21,9
200	31,4
600	32,6
1.200	33,4
1.800	32,6

Fonte: Sousa et al. (2001).

Na recuperação de pastagem degradada de *Brachiaria brizantha* (cv. Marandu) em solo de Cerrado com 190 g kg^{-1} de argila, a adição de apenas 200 kg ha^{-1} de gesso aumentou a produção de matéria seca em até 50 % (Quadro 22), em dois anos de avaliação. Essa resposta pode ser atribuída mais ao efeito do S como nutriente do que à melhoria do perfil de solo. Contudo, no segundo ano, a dose de 1.500 kg ha^{-1} de gesso, recomendada para melhorar o perfil do solo, produziu 11 % mais matéria seca que a de 200 kg ha^{-1} de gesso, indicada apenas para fornecimento do S.

Quadro 22. Produção de matéria seca de *Brachiaria brizantha* em solo de Cerrado, com doses de gesso aplicadas na recuperação da pastagem degradada

Dose de gesso	Matéria seca	
	1° ano	2° ano
kg ha^{-1}	t ha^{-1}	
0	3,4	5,8
200	4,2	8,7
1.500	4,3	9,7

Fonte: Sousa et al. (2001).

Recomendação do Gesso Agrícola

Recomenda-se o gesso agrícola para correção de camadas subsuperficiais, não devendo ultrapassar a profundidade onde, predominantemente, se desenvolve o sistema radicular ativo, para a absorção de nutrientes e água.

A necessidade de aplicação de gesso é determinada pela análise do solo. Deve-se fazer uma amostragem do solo nas profundidades de 20–40 e 40–60 cm, para culturas anuais, e de 60–80 cm, para culturas perenes. Ao encaminhar as amostras para análise, solicitar, também, a determinação do teor de argila. Se a saturação por Al do solo for maior que 20 % ou o teor de Ca for menor que 0,5 cmol$_c$ dm^{-3}, há grande probabilidade de resposta à aplicação do gesso (Sousa et al., 1992b).

Recomendação com Base na Textura do Solo

A necessidade de gessagem (NG, em t ha^{-1}), nas doses recomendadas para camadas subsuperficiais de 20 cm de espessura, pode ser determinada de acordo com o teor de argila (Quadro 23).

Quadro 23. Necessidade de gesso de acordo com o teor de argila (NG-arg) para uma camada subsuperficial de 20 cm de espessura

Argila	NG-arg
%	t ha^{-1}
≤ 15	0,0 a 0,40
16 a 34	0,41 a 0,79
35 a 60	0,80 a 1,20
> 60	1,21 a 1,60

Fonte: Alvarez V. et al. (1999a).

A NG (t ha^{-1}) também pode ser obtida de forma contínua, como função do teor de argila do solo (x, em %), pela equação:

$$NG = 0{,}00034 - 0{,}002445\ x^{0,5} + 0{,}0338886\ x - 0{,}00176366\ x^{1,5} \qquad R^2 = 0{,}9999 \qquad (31)$$

Para solos de Cerrado, Sousa et al. (1995) indicam doses de gesso com base na classe textural do solo (Quadro 24):

Quadro 24. Recomendação de gesso agrícola (NG) como variável da classificação textural do solo para culturas anuais e perenes

Textura do solo	Culturas anuais	Culturas perenes
%	NG (t ha^{-1})	
Arenosa (≤ 15)	0,7	1,0
Média (16 a 34)	1,2	1,8
Argilosa (35 a 60)	2,2	3,3
Muito argilosa (> 60)	3,2	4,8

Fonte: Sousa & Lobato (2004).

ou pela Eq. 31:

$$NG = f \times argila \qquad (32)$$

em que NG em t ha^{-1} e argila em %, sendo o fator f igual a 0,050, para culturas anuais, e a 0,075, para culturas perenes.

O gesso agrícola deve ser aplicado a lanço depois da calagem ou imediatamente antes, caso necessário. O gesso pode ser deixado na superfície ao solo, pois, como a camada superficial recebeu calcário, o gesso dissolvido em água infiltrar-se-á, ficando retido nas camadas subsuperficiais até os 60 ou 80 cm, para culturas anuais e perenes, respectivamente.

Com o uso do gesso, resolve-se também o problema do S como nutriente, possibilitando a utilização de fórmulas NPK concentradas na adubação de semeadura. Com a economia propiciada pelo transporte de menores quantidades da fórmula concentrada, o custo do gesso (total ou parcial) pode ser amortizado.

Sousa & Lobato (2004) ressaltam que as doses de gesso recomendadas por estes critérios apresentam efeito residual de, no mínimo, cinco anos.

Recomendação com Base na Determinação do Fósforo Remanescente

Após amplo estudo com amostras de 13 solos de Cerrado, Sousa et al. (1992b) propuseram o uso de equações que se baseiam em características dos solos e no volume

de água adicionado como determinantes de maior ou menor movimentação e retenção de S e de bases no perfil. Essas equações foram geradas a partir das premissas de que a retenção de SO_4^{2-} e de Ca^{2+}, na camada de 20–60 cm, propicia uma concentração de S da ordem de 12,6 mg L^{-1} ou de 0,394 mmol L^{-1} de Ca na solução do solo.

A primeira premissa fundamenta-se no fato de ser essa concentração de S na solução do solo suficiente para que, já no primeiro ano agrícola, ocorra movimentação de sulfato e de cátions para a camada de 20–60 cm. A segunda parte da observação de que existe relação entre o SO_4^{2-} e o Ca^{2+} retidos (retenção simultânea) e que a concentração de Ca em solução, em equilíbrio com o retido, é da ordem de 0,394 mmol L^{-1}, o que equivale a 12,6 mg L^{-1} de S em solução após a adsorção do S–SO_4^{2-}.

Aproveitando a informação existente para uso de calcário (NC) e de gesso (NG) e, considerando que para o Estado de Minas Gerais o PROFERT recomenda a análise de P remanescente (Prem), utiliza-se esta determinação para recomendar gesso (Quadro 25).

$$NG = 1{,}681 - 0{,}1361\ x^{0,5} - 0{,}03045\ x + 0{,}002588\ x^{1,5} \qquad R^2 = 0{,}999 \qquad (33)$$

em que NG em t ha^{-1} e Prem em mg L^{-1}.

Quadro 25. Necessidade de gesso de acordo com o valor de fósforo remanescente (NG-Prem) para uma camada subsuperficial de 20 cm de espessura

P-rem	NG[1]
mg L^{-1}	t ha^{-1}
0 a 4	1,680 a 1,333
4 a 10	1,333 a 1,013
10 a 19	1,013 a 0,720
19 a 30	0,720 a 0,453
30 a 44	0,453 a 0,213
44 a 60	0,213 a 0,000

[1] Valores de NG adaptados e aproximados de Souza et al. (dados não publicados) e citados por Souza et al. (1992b) para que o Ca^{2+} retido em camada de 20 cm de espessura esteja em equilíbrio com a concentração de 0,394 mmol L^{-1} de Ca em solução do solo, para gesso agrícola com 150 g kg^{-1} de S e 262,5 g kg^{-1} de CaO.
Fonte: Alvarez V. et al. (1999a).

CÁLCIO E MAGNÉSIO COMO NUTRIENTES

O Ca e o Mg são absorvidos em quantidades variadas pelas diferentes culturas. Para o suprimento de Ca são necessárias doses de 10 a 200 kg ha^{-1}, e entre 10 a 40 kg ha^{-1} para o Mg, valores que atendem às necessidades da maioria das culturas (Raij, 1991). Os teores desses nutrientes na folha variam de 4 a 40 g kg^{-1}, para o Ca, e de 2 a 4 g kg^{-1}, para o Mg (Dechen, 1983).

Cálcio

A planta absorve o Ca na forma iônica Ca^{2+} da solução do solo. Os mecanismos de acesso ao nutriente e de transporte são, predominantemente, interceptação radicular e fluxo de massa (veja capítulo IV). A absorção de Ca está associada às relações de equilíbrio com o Mg e K na solução do solo. O Ca é relativamente imóvel, não se redistribuindo com facilidade na planta. É um elemento de função estrutural, sendo integrante da parede celular e sua deficiência afeta, principalmente, o crescimento das raízes.

Dados experimentais mostram que o crescimento de raízes de plântulas de trigo é diretamente proporcional ao teor de Ca na $CTC_{efetiva}$ do solo (Figura 21), cuja saturação por Al era igual a zero (Sousa et al., 1992b). Nessas condições, os autores observaram que, com saturação por Ca na $CTC_{efetiva}$ menor que 50 %, ocorre alta restrição ao crescimento radicular do trigo.

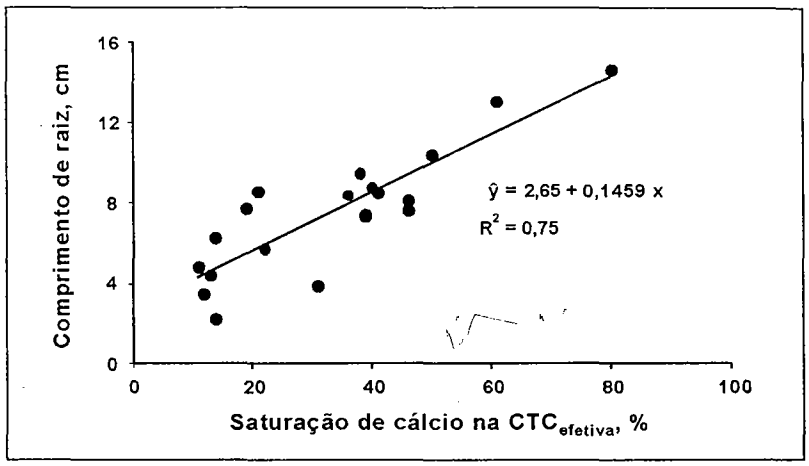


Figura 21. Comprimento de raízes de trigo (cv. Moncho BSB) como variável da saturação por cálcio na CTC efetiva, em amostras subsuperficiais de solos do Cerrado, com saturação por alumínio igual a zero.
Fonte: Sousa et al. (1992b).

Os sintomas de deficiência de Ca são caracterizados pela clorose internerval nas folhas e morte das gemas apicais, com deformações nas pontas e nas bases das folhas. A deficiência de Ca não é comum em condições de campo, assumindo maior importância para o crescimento de raízes nas camadas mais profundas do solo. Esse aspecto é muito importante para a Região do Cerrado (Ritchey et al., 1980), em que 77 % dos solos apresentaram teores inferiores a 0,4 $cmol_c\ dm^{-3}$ de Ca^{2+}, na camada de 20–50 cm no perfil (Cochrane & Azevedo, 1988).

Magnésio

Esse nutriente é absorvido pela planta na forma iônica Mg^{2+} da solução do solo e acessado pelas raízes principalmente pelos mecanismos de interceptação radicular e fluxo de massa. A absorção de Mg está associada, também, às suas relações de equilíbrio com o Ca e K na solução do solo.

Dentre as funções de importância do Mg, uma das principais é sua participação na composição da clorofila, correspondendo a 2,7 % de seu peso molecular. O Mg é também ativador de grande número de enzimas (Dechen, 1983).

Os sintomas de deficiência de Mg caracterizam-se pela presença de manchas ou cloroses internervais das folhas, com ou sem partes necrosadas. Graças à sua boa mobilidade na planta, os sintomas de deficiência aparecem, geralmente, nas folhas mais velhas. A deficiência de Mg ocorre, com certa freqüência, na Região do Cerrado, onde 85 % da área apresenta teores de Mg^{2+} inferiores a 0,8 $cmol_c\ dm^{-3}$. A utilização de calcário dolomítico ou magnesiano, sulfato de Mg, termofosfatos magnesianos e sulfato duplo de K e Mg são alternativas para suprir as culturas com Mg.

Respostas das Plantas a Cálcio e Magnésio

Têm sido observadas respostas das culturas à aplicação de Ca e Mg em condições de campo. Em Latossolo Vermelho argiloso do Cerrado, com teor de Ca^{2+} + Mg^{2+} de 0,4 $cmol_c\ dm^{-3}$ e saturação por alumínio de 68 %, foram encontradas respostas significativas da soja a esses nutrientes, conforme a relação Ca/Mg no corretivo (Quadro 26). Quando o Ca foi omitido e o pH do solo corrigido para 6,0 com carbonato de Mg, o rendimento de grãos de soja foi mínimo. Neste caso, as plantas apresentaram sintomas típicos de deficiência de Ca e o sistema radicular não cresceu lateralmente, nem em profundidade. Por outro lado, a correção do pH apenas com carbonato de Ca não proporcionou decréscimo na produtividade, mas foram observados sintomas de deficiência de Mg nas plantas e redução no teor deste nutriente nas folhas.

Outras respostas ao Mg como nutriente foram observadas em LV argiloso, cultivado com uma seqüência de culturas anuais (Figura 22). O pH (em água) do solo foi corrigido para 6,0 e as doses de 10, 30, 100 e 350 kg ha^{-1} de Mg foram obtidas com mistura de calcário calcítico e dolomítico. Nos dois primeiros cultivos com milho, não houve efeito dos tratamentos, embora tenham ocorrido sintomas de deficiência de Mg na menor dose

Quadro 26. Efeito da mistura de carbonato de cálcio e de magnésio, em diferentes proporções, na produtividade de grãos e nos teores foliares de cálcio e de magnésio da soja, em um Latossolo Vermelho argiloso de Cerrado

$CaCO_3$	$MgCO_3$	Produtividade grãos	Teores foliares	
			Ca	Mg
kg ha^{-1}		t ha^{-1}	g kg^{-1}	
3.600	0	1,98 ab	9,3	2,0
3.500	100	2,08 ab	9,0	2,5
2.700	900	2,29 a	6,7	3,5
514	3.086	2,24 ab	4,2	5,3
0	3.600	0,04 c	2,5	7,2

Fonte: Adaptado de Embrapa (1981).

deste nutriente. No terceiro cultivo com soja, a produtividade com 10 kg ha^{-1} de Mg foi inferior em 10 a 36 % em relação às demais doses. No sétimo e nono cultivos com soja, a resposta ao Mg foi mais acentuada, por serem as reservas de Mg do solo insuficientes para manter produtividades adequadas por cultivos sucessivos.

A figura 23 mostra que a produtividade da soja no 7° cultivo foi baixa, e os teores de Mg^{2+} foram inferiores a 0,12 $cmol_c$ dm^{-3} no solo, com doses de 0, 10 e 30 kg ha^{-1} de Mg. As maiores produtividades ocorreram com o efeito residual das doses de 100 e 350 kg ha^{-1} de Mg, com teores de Mg no solo de 0,39 e 0,52 $cmol_c$ dm^{-3}, respectivamente.

No oitavo cultivo com milho, as produtividades nas doses de 100 e 350 kg ha^{-1} de Mg foram de 4 a 10 % superiores, em relação à dose de 10 kg ha^{-1} de Mg. Essa dose produziu 6,93 t ha^{-1} de grãos, mostrando a grande diferença de resposta ao Mg nas culturas de milho e soja. O N foi fornecido para o milho, principalmente por meio de

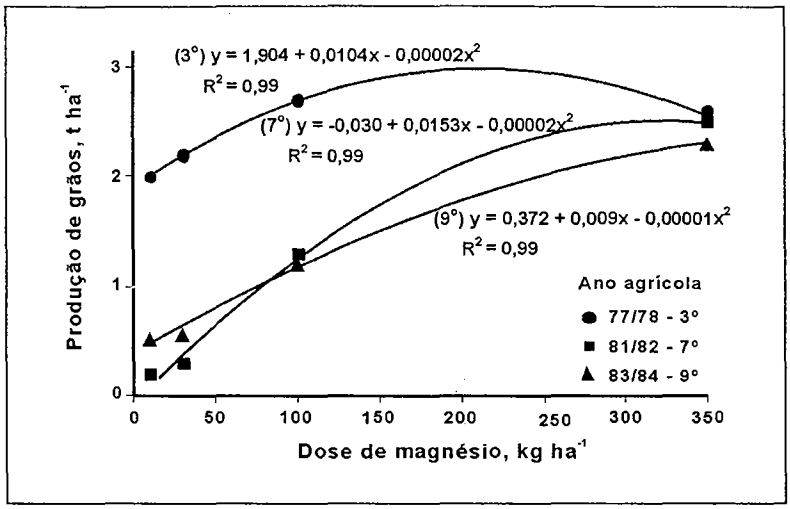


Figura 22. Produtividade de grãos da soja, em três anos agrícolas, como variável de doses de magnésio em um Latossolo Vermelho argiloso.
Fonte: Vilela et al. (1987).

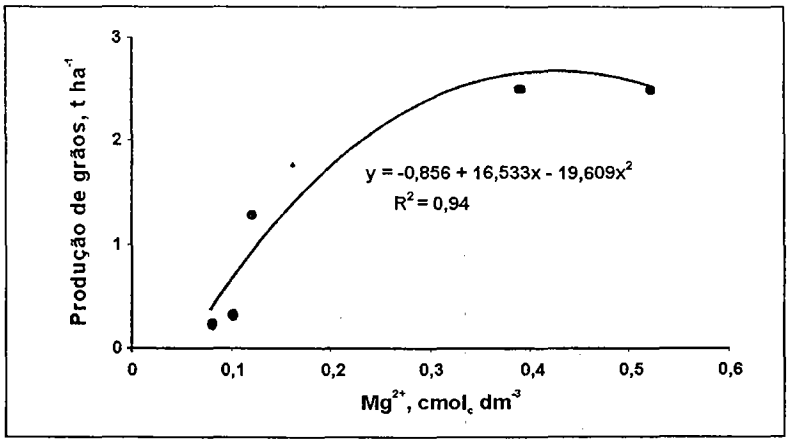


Figura 23. Produtividade de grãos de soja como variável do teor de magnésio no solo, antes do sétimo cultivo.
Fonte: Embrapa (1985).

adubações nitrogenadas e, para a soja, pela fixação biológica de N_2. O efeito do Mg na fixação do N_2, pelo incremento da atividade da nitrogenase (Figura 24), pode explicar o comportamento diferente dessas duas culturas.

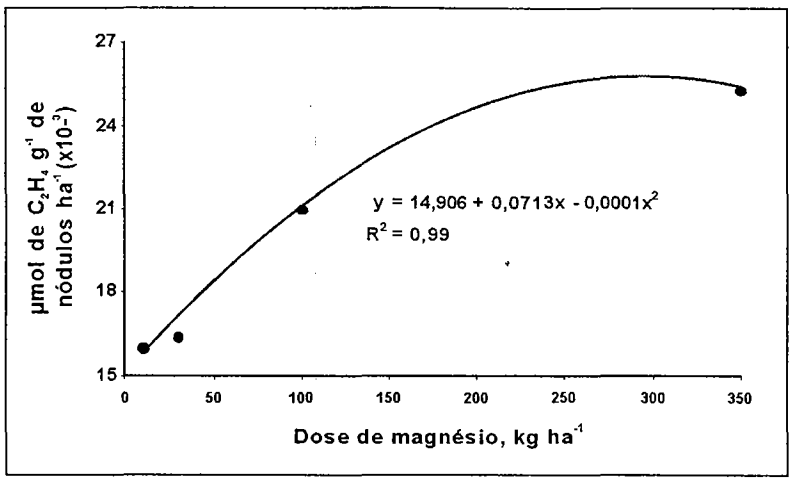


Figura 24. Efeito residual de doses de magnésio na atividade específica da nitrogenase em nódulos de soja, no nono cultivo em um Latossolo Vermelho argiloso.
Fonte: Vilela et al. (1987).

LITERATURA CITADA

ALCARDE, J.C. Corretivos da acidez dos solos: Características de qualidade. In: MALAVOLTA, E., ed. SEMINÁRIO SOBRE CORRETIVOS AGRÍCOLAS. Piracicaba, Fundação CARGILL, 1985. p.97-119.

ALVAREZ V., V.H. Correlação e calibração de métodos de análise de solos. In: ALVAREZ V., V.H.; FONTES, L.E.F. & FONTES, M.P.F., eds. O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996. p.615-646.

ALVAREZ V., V.H. & RIBEIRO, A.C. Calagem. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G. & ALVAREZ V., V.H., eds. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª Aproximação. Viçosa, MG, CFSEMG, 1999. p.43-60.

ALVAREZ V., V.H.; DIAS, L.E. & SANTOS, A.R. Solos corrigidos com doses estimadas a partir de diferentes critérios para definir a necessidade de calagem. 1. Valores de pH. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 22., Recife, 1989. Anais. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1990a. p.278-279.

ALVAREZ V., V.H.; DIAS, L.E. & SANTOS, A.R. Solos corrigidos com doses estimadas a partir de diferentes critérios para definir a necessidade de calagem. 2. Teores de Ca^{2+} e Al^{3+}. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 22., Recife, 1989. Anais. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1990b. p.276-277.

VI – MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

Ivo Ribeiro da Silva[1/] & Eduardo de Sá Mendonça[1/]

[1/] Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa – UFV.
CEP 36570-000 Viçosa (MG). Bolsistas do CNPq.
ivosilva@ufv.br; esm@ufv.br

Conteúdo

CONSIDERAÇÕES INICIAIS 276

INTRODUÇÃO 276

COMPARTIMENTOS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO 281
- Matéria Orgânica Viva 281
- Matéria Orgânica não-Vivente 285

ROTAS DE FORMAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DAS SUBSTÂNCIAS HÚMICAS 293
- Características Químicas e Estruturais das Substâncias Húmicas 296

ESTABILIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO 305
- Dinâmica e Tamanho dos Compartimentos 305
- Mecanismos de Estabilização 309
  - Estabilização Química ou Coloidal 309
  - Estabilização Física 312
  - Estabilização Bioquímica 313
- Aspectos Estruturais e Moleculares da Matéria Orgânica Estabilizada 315

PROPRIEDADES DO SOLO INFLUENCIADAS PELA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO 319
- Propriedades Químicas 319
  - Poder Tampão 319
  - Capacidade de Troca Catiônica 321
  - Complexação de Metais 322
- Características Físicas do Solo 329
  - Agregação 329
  - Retenção de Água 335
- Propriedades Biológicas do Solo 337
  - Reserva Metabólica de Energia 337

COMPARTIMENTOS E DECOMPOSIÇÃO DE NUTRIENTES EM FORMA ORGÂNICA 337

CONSIDERAÇÕES FINAIS 355

AGRADECIMENTOS 356

LITERATURA CITADA 357

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

No presente capítulo, pretendeu-se fazer uma introdução sobre os aspectos básicos relacionados com gênese, composição e contribuição da matéria orgânica do solo para a fertilidade química e física do solo. Considerando a natureza abrangente do assunto e, especialmente, os objetivos propostos, alguns temas importantes tiveram de ser deixados de fora. Um destes foi o manejo da matéria orgânica do solo, principalmente em solos tropicais, merecedor de um capitulo à parte. A matéria orgânica do solo, sempre pouco estudada e pouco conhecida pelos cientistas de solo, felizmente, tem merecido atenção considerável das pesquisas, particularmente na última década. Muitos aspectos fundamentais estão começando a ser descobertos e mais bem compreendidos. O grande volume de informação disponível sobre os diferentes assuntos reflete esses avanços. No presente capítulo, abordou-se, inicialmente, os compartimentos globais de carbono (C) e as frações da matéria orgânica do solo, passando então pelos aspectos de gênese, composição e estrutura de substâncias húmicas, mecanismos de estabilização, efeitos da matéria orgânica em algumas características químicas, físicas e biológicas do solo. Finalmente, foram discutidos alguns aspectos relacionados com as formas orgânicas de N, P e S do solo. Procurou-se, sempre que possível, incluir exemplos baseados em resultados de pesquisas para solos brasileiros. Infelizmente, dadas as limitações de espaço, nem todas as pesquisas pertinentes puderam ser mencionadas.

INTRODUÇÃO

O solo é um compartimento terrestre que apresenta grande dinamismo em seus constituintes e está intimamente ligado às características e aos processos que ocorrem na atmosfera, hidrosfera, litosfera e biosfera (Figura 1). A fase sólida é constituída da fração mineral e orgânica. A fração orgânica corresponde à matéria orgânica do solo (MOS), constituída basicamente por C, H, O, N, S e P. O C compreende cerca de 58 % da MOS, H 6 %, O 33 %, enquanto N, S e P contribuem com cerca de 3 %, individualmente.

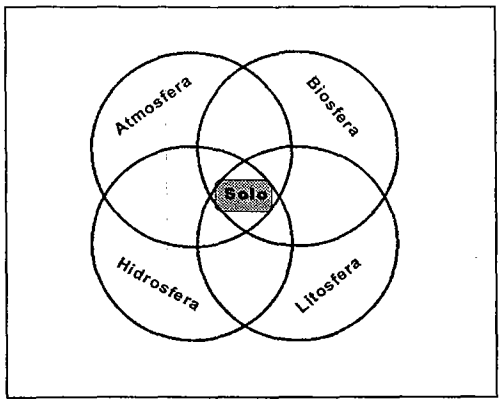


Figura 1. O solo (pedosfera) como componente integrador do ciclo do carbono entre as quatro esferas fundamentais: biosfera, litosfera, hidrosfera e atmosfera.

Os teores de C em formas orgânicas (C orgânico) do solo estão diretamente ligados à sua interação com a biosfera. Por meio dos produtos da fotossíntese ($6CO_2 + 6H_2O$ + energia $\rightarrow C_6H_{12}O_6 + 6O_2$), grande parte do C entra no solo. A fotossíntese, realizada pelos organismos autotróficos, é um processo muito importante para manter o equilíbrio de CO_2 na atmosfera e o ciclo do C na Terra. Estima-se que a produção primária total (PPT) global de C pelo processo de fotossíntese seja cerca de 120 Gt ano^{-1} de C (1 Gt = 10^9 t). Em razão das perdas por meio do processo de respiração das plantas, tem-se a produção primária líquida (PPL), que, em termos globais, é estimada em 60 Gt ano^{-1} de C, metade da PPT. A PPL corresponde à produção líquida de material orgânico pelas plantas, fonte primária de energia para os demais organismos heterotróficos até tornar-se parte integrante da MOS.

A entrada de C no solo está relacionada, principalmente, com o aporte de resíduos da biomassa aérea e radicular das plantas, liberação de exsudados radiculares, lavagem de constituintes solúveis da planta pela água da chuva e transformação desses materiais carbonados pelos macro e microrganismos do solo. Todos esses processos fazem parte da biosfera (Quadro 1).

Quadro 1. Estoque de carbono em diferentes ecossistemas terrestres

Bioma	Área	Densidade de C		Estoque		Tempo de ciclagem ($t_{½}$)
		Vegetação	Solo	Vegetação	Solo	
	Mha(3)	—Mg(1) ha^{-1}—		—Pg(2)—		Ano
Tundra	927	9	105	8	97	2.080
Boreal/Taiga	1.372	64	343	88	471	16
Temperada	1.038	57	96	59	100	-
Tropical	1.755	121	123	212	216	6
Solos Inundados	280	20	723	6	202	-
Média		54	189			
Total	5.672			373	1.086 (1.500*)	

(1)Mg (Mega grama) = 10^6 g. (2)Pg (Peta grama) = 10^{15} g. (3)Mha = 10^6 ha.
Fonte: Bolin (1983); Lal (2004); *Janzen (2006).

No ambiente de tundra, caracterizado por temperaturas extremamente baixas e negativas na maior parte do ano, a relação C vegetação/C solo é extremamente pequena (0,08), quando comparada com o ecossistema tropical (aproximadamente 1), caracterizado por temperaturas elevadas, próximas de 35–40 °C. Esses números ilustram a dinâmica mais rápida do C em ecossistemas tropicais. Eles também apontam para a fragilidade desse sistema caso sejam realizadas alterações em sua cobertura vegetal, visto que a produtividade do sistema é muito dependente das alta taxas de ciclagem do C.

Em termos globais, o C está armazenado nos seguintes compartimentos: oceânico (38.000 Pg) (1 Pg = 10^{15} g); compartimento geológico – principalmente petróleo, gás natural e carvão mineral (5.000 Pg); biosfera, que corresponde ao solo (2.500 Pg) + biota terrestre (620 Pg); e o compartimento atmosférico (760 Pg) (Lal, 2004). O solo é o maior reservatório

de C do ecossistema terrestre. Estimativas mais recentes indicam que cerca de 1.500 Pg de C estejam armazenados na MOS até 1 m de profundidade (Janzen, 2006). No Brasil, estima-se que os estoques de C orgânico na camada de 0–30 cm de profundidade totalizem 36,4 ± 3,4 Pg de C, considerando-se todos os solos sob condições de vegetação nativa (Bernoux et al., 2002). Esse acumulo é possível, em grande parte em solos minerais pelo fato de o C estar associado a formas estáveis da MOS. Essas formas podem ter meia ($t_{1/2}$) vida de séculos até milênios.

Vale destacar que mudanças nos estoques de C do solo podem levar a alterações significativas nos teores de C–CO_2 na atmosfera, que está, também, intimamente relacionada com os processos que ocorrem na biosfera e na hidrosfera. Entretanto, o equilíbrio entre as esferas (Figura 1) tem sido alterado, com a elevação da concentração de CO_2 na atmosfera, desde a Revolução Industrial, levando à intensificação do chamado efeito estufa. Nos países menos industrializados, como o Brasil, mudanças no uso da terra, tais como: a substituição das áreas com vegetação nativa por áreas de cultivo mais intensivo, o freqüente uso de queimadas e o preparo intensivo do solo têm levado a perdas rápidas da MOS e contribuído, substancialmente, para aumentar a emissão dos gases de efeito estufa, principalmente de CO_2 e CH_4. Estima-se que as perdas globais de C orgânico nos solos cultivados já atingiu 50 Pg C (Janzen, 2006). Estimativas para os solos brasileiros indicam que as perdas de CO devido as atividades antrópicas, até 1995, sejam da ordem de 2 Pg de C, perdidos da camada de 0–30 cm de profundidade (Bernoux et al., 2005). No entanto, somente entre 1990 e 2000 a intensificação das atividades agropecuárias levou a emissões de C-CO_2 da ordem de 7,2 Pg de C (Bernoux et al., 2005).

O ciclo hidrológico influencia diretamente a dinâmica de C na Terra. Os oceanos são os grandes responsáveis pelo tamponamento da concentração de C–CO_2 na atmosfera. A percolação de água pelo perfil do solo possibilita a entrada de C orgânico dissolvido (operacionalmente definido como a fração menor que 0,45 μm) para as camadas mais profundas. O aumento do carbono orgânico solúvel do solo (COS) está diretamente ligado ao incremento no teor total de C orgânico total (COT), o que é demonstrado pela equação, COS = 37,28 + 3,02 COT, R^2 = 0,63 (n = 27; $p < 0,001$) (Ciotta et al., 2004). A percentagem de COT associado à forma de C orgânico solúvel variou de 0,15–0,59 %, na camada de solo de 0–10 cm, e de 0,08–0,74 %, na camada de 10–30 cm em Latossolos e Argissolos, conforme Mendonça et al. (2001).

Quando não são mineralizados ou retidos nos horizontes subsuperficiais, esses compostos orgânicos podem ser incorporados a corpos d'água da superfície (ex: rios e lagos). Essa movimentação de compostos orgânicos desempenha papel importante em vários processos, como a mobilização de Fe e Al na forma de complexos organometálicos de horizontes superficiais para horizontes mais profundos, contribuindo para a gênese de horizontes espódicos (Jansen et al., 2003; Dias et al., 2003). A movimentação de Ca para camadas subsuperficiais de calcário aplicado em superfície, via complexação com ácidos orgânicos de baixa massa molecular (Franchini et al., 1999), é outra implicação prática da mobilidade vertical de compostos orgânicos dissolvidos no solo.

Em razão das altas concentrações de N_2 (78 %) na atmosfera, grande parte do N no solo é decorrente da fixação biológica do N_2 pelos microrganismos, simbióticos ou não,

que compõem a microbiota do solo. Como será discutido com mais detalhe posteriormente, o N é um dos elementos com papel fundamental na dinâmica da MOS.

Existem poucas estimativas para os teores e estoques de C para as diferentes classes de solos brasileiros. A área de abrangência dos Latossolos representa cerca de 40 % do território brasileiro (> 3.310.000 km^2) (Schaefer, 2001), com conteúdo médio de C variando de 6–13 kg m^{-2}, para os LA, 7,5–11 kg m^{-2}, para os LE, 6,8–8,8 kg m^{-2}, para os LVA, e 30,16–15, 78, para os LH, para os horizontes A e B, respectivamente (Andrade et al., 2004). O estoque de MOS nos horizontes B dos Latossolos variou de 42–76 % do C total do solo, ilustrando a grande contribuição do horizonte B em estocar C. A amplitude de variação dos dados confirma a influência do clima regional, o tipo de vegetação predominante e o uso da terra sobre os estoques de C do solo.

A alteração da rocha pelos diversos processos de intemperismo acarreta liberação de nutrientes da litosfera para a pedosfera. São esses nutrientes que serão absorvidos pelas plantas e incorporados aos compostos orgânicos que, mais tarde, poderão retornar ao solo e serem incorporados aos diferentes compartimentos da MOS. Grande parte dos nutrientes que constituem a MOS é proveniente da litosfera. As características físicas das rochas irão, também, definir a textura do solo, que tem efeito marcante sobre seus teores de C. Sob condições ambientais semelhantes, solos com textura mais argilosa geralmente apresentam maior teor de C. Essa influência está ligada à capacidade da MOS em formar diferentes tipos de ligações com partículas com elevada superfície específica, tais como as frações argila e silte, favorecendo a proteção coloidal da MOS. Essa relação positiva entre os teores de silte + argila e o teor de C orgânico foi demonstrada para vários Latossolos da região Noroeste de Minas Gerais (Zinn et al., 2005). Esse mecanismo de proteção é mais atuante em camadas mais superficiais, onde a incorporação de resíduos vegetais é maior e os processos de decomposição da MOS são mais ativos (Figura 2). Em solos mais arenosos, as perdas de C orgânico solúvel também são maiores, especialmente em regiões com elevado índice pluvial. Além disso, nos solos mais argilosos, a floculação das argilas e a formação de agregados estáveis são favorecidas. Como conseqüência, ocorre a proteção física proporcionada pela oclusão da MOS dentro dos agregados, dificultando ou impedindo o acesso aos microrganismos e suas enzimas, e em microporos onde até mesmo o fluxo difusivo de O_2 é dificultado, resultando na maior preservação da MOS. Adicionalmente, as características químicas das rochas, combinadas com os demais fatores de formação do solo, terão influência sobre a mineralogia da fração argila do solo. Estudos têm demonstrado que os minerais do solo, considerando as diferenças em superfície específica e tipo de grupamentos reativos, oferecem possibilidades distintas de interação com a MOS (Wattel-Koekkoek et al., 2001; Wattel-Koekkoek & Buurman, 2004).

As transformações do C do solo compreendem, essencialmente, duas fases: fase de fixação do C–CO_2 e fase de regeneração. A fixação do C–CO_2 atmosférico é efetuada pelos organismos fotossintéticos – plantas, algas e bactérias autotróficas. Esta fixação finaliza-se na síntese de compostos hidrocarbonados de complexidade variável: amidos, hemiceluloses, celuloses, ligninas, proteínas, óleos, ácidos nucléicos e outros polímeros. Estes compostos retornam ao solo com os resíduos vegetais e são utilizados pelos organismos que regeneram o C–CO_2 durante as reações de oxidação respiratória, utilizando a energia que lhes é indispensável para a manutenção e crescimento. A

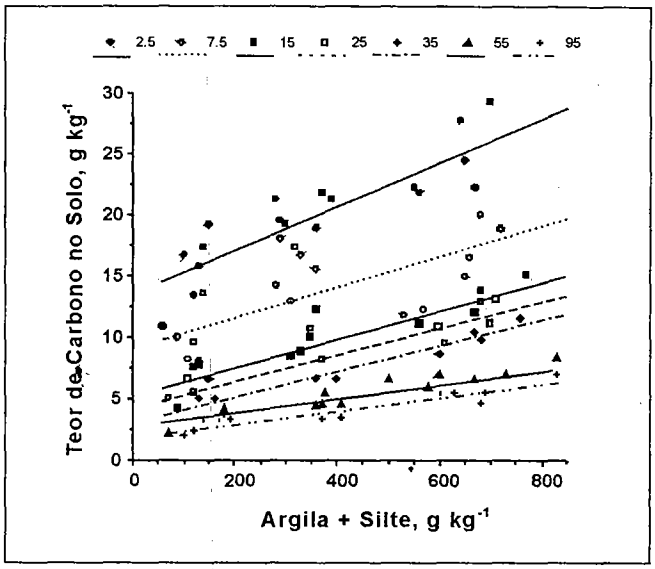


Figura 2. Relação entre o teor de carbono orgânico com os teores de silte + argila de camadas de solo em diferentes profundidades. Os dados são de uma seqüência de solos de textura variada na região Noroeste de Minas Gerais.

Fonte: Zinn et al. (2005).

multiplicação dos microrganismos estimulada pela maior disponibilidade de substrato resulta no incremento da biomassa microbiana, que resulta em imobilização temporária do C. A segunda fase, de regeneração, correspondente às diferentes etapas de decomposição das substâncias carbonadas por meio da atuação dos microrganismos do solo. A decomposição caracteriza-se pela quebra das estruturas e mineralização, via quebra das formas orgânicas mais complexas em compostos orgânicos mais simples e elementos minerais.

Assim, o teor de COT depende, essencialmente, do aporte e do processo de decomposição/mineralização da MOS. Em contraste ao processo de degradação, ocorre, concomitantemente, o processo de preservação, com alterações nos resíduos orgânicos, originando compostos coloidais relativamente estáveis, com alto tempo de residência médio – as substâncias húmicas. Esse processo é chamado de humificação. A humificação da MOS é influenciada por todos os compartimentos terrestres, podendo ocorrer no solo sob diversas rotas ao mesmo tempo (esse assunto será abordado com mais detalhe posteriormente). A predominância de uma rota sobre outra é decorrente da combinação dos fatores ambientais, que podem ser influenciados pela ação antrópica.

Os materiais orgânicos que entram no solo, advindos do ambiente, das rotas de decomposição/mineralização e humificação, bem como interações dos compostos orgânicos com a fração mineral, resultam na formação de uma MOS heterogênea. Dada essa complexidade, para facilitar seu estudo e melhor compreender sua dinâmica, a MOS pode ser dividida em diferentes compartimentos que se distinguem entre si quanto à função, natureza, reatividade, distribuição espacial, biodisponibilidade, dentre outros (Stevenson, 1994). Uma divisão mais geral pode ser feita separando-a em dois componentes: matéria orgânica viva e não-vivente.

Assim, o conceito de MOS incorpora vida e dinamismo. Diante disso, a tendência é que os estudos tornem-se cada vez mais refinados e passem a basear também na quantificação e caracterização do C das substâncias e compartimentos da MOS, indo além de um componente químico do solo que, constantemente, é relacionado com o teor de COT determinado nos laboratórios de fertilidade do solo.

COMPARTIMENTOS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

Num sentido bem amplo, a MOS pode ser entendida como a fração que compreende todos os organismos vivos e seus restos que se encontram no solo, nos mais variados graus de decomposição. Em algumas situações, até mesmo os resíduos vegetais na superfície do solo são tidos como componentes da MOS (Stevenson, 1994). No entanto, mais freqüentemente e, em especial no manejo da fertilidade do solo, a MOS é considerada como sendo a fração não-vivente, representada especialmente pelas frações orgânicas estabilizadas na forma de substâncias húmicas.

Matéria Orgânica Viva

Corresponde ao material orgânico associado às células de organismos vivos que se encontra temporariamente imobilizado (dreno), mas que apresenta potencial de mineralização (fonte). A matéria orgânica viva raramente ultrapassa 4 % do COT do solo e pode ser subdividida em três compartimentos: raízes (5–10 %), macrorganismos ou fauna do solo (15–30 %) e microrganismos (60–80 %). Apesar de representar baixo percentual da matéria orgânica, essa fração é muito importante no processo de transformação dos compostos orgânicos do solo.

As raízes atuam diretamente como fonte de C orgânico, uma vez que diferentes espécies vegetais imobilizam temporariamente C em sua biomassa radicular, retornando-o ao solo por ocasião da sua senescência. Dependendo da espécie, quantidades grandes de C podem ser adicionadas em profundidade. Em algumas espécies, as raízes finas (< 2 mm de diâmetro) apresentam teores elevados de compostos orgânicos mais resistentes à degradação (Ex.: lignina). Esses teores podem ser mais elevados que nas raízes grossas, e até mesmo na própria parte aérea (Rasse et al., 2005). Indiretamente, as raízes contribuem com a exsudação de uma série de compostos orgânicos, os quais imediatamente vão constituir, em parte, o compartimento da MOS morta (substâncias não-húmicas). Em torno de 30–60 % do C fixado fotossinteticamente por plantas é, anualmente, translocado para as raízes, dos quais cerca de 70 % podem ser liberados na rizosfera (Neumann & Romheld, 2001). Estimativas recentes indicam que, em culturas anuais, como o milho, a contribuição do sistema radicular para a MOS é maior que a da parte aérea (Allmaras et al., 2004).

Os componentes que constituem a MOS viva, macro e microrganismos e raízes, são parte integrante dos processos biológicos, mineralização, imobilização e formação das

substâncias húmicas. Os organismos do solo podem ser classificados quanto à sua funcionalidade, utilizando critérios de taxonomia, tamanho, tempo de residência no solo, habitat, forma de locomoção e nutrição. Quando se utiliza o critério de tamanho dos seus componentes, podem ser separados em microflora (microrganismos), microfauna (< 0,2 mm), mesofauna (0,2–10 mm) e macrofauna (> 10 mm). Em geral, os organismos de menor tamanho encontram-se em maior quantidade no solo. Os microrganismos são representados, principalmente, pelas bactérias, fungos, actinomicetos e algas, sendo os vírus componentes submicroscópicos e os protozoários os componentes da microfauna do solo. A mesofauna pode ser representada pelas colêmbolas e ácaros; e a macrofauna pelos anelídeos, térmitas, isópteros e coleópteros. Alguns organismos podem se situar em mais de uma classe, como os nematóides, que podem ser incluídos tanto na micro como na mesofauna.

As funções de destaque da fauna do solo na transformação dos compostos orgânicos são: redução do tamanho do material orgânico (resíduo); separação dos componentes do material orgânico; mistura dos componentes orgânicos e inorgânicos; formação e manutenção dos poros do solo; regulação e dispersão da microflora no solo. Dependendo da forma de alimentação – fitófagos, saprófagos e carnívoros –, os organismos têm funções diferenciadas. A ação de misturar e deslocar o material orgânico e mineral do solo da superfície e do subsolo pela fauna é fundamental na dispersão de nutrientes ao longo do perfil de solo. Alguns organismos (térmitas e anelídeos, dentre outros) têm grande capacidade de concentrar nutrientes nos ninhos. A comparação entre as características químicas de excrementos de minhoca em amostras de um Latossolo Vermelho-Escuro álico sob cultivo de *Eucalyptus grandis* (Quadro 2) permitiu observar diminuição do pH, da saturação por Al e incrementos dos cátions trocáveis (Ca^{2+}, Mg^{2+}), dos teores disponíveis de K e P, da CTC e do COT. Portanto, pode-se inferir sobre a grande capacidade das minhocas em alterar a ciclagem da MOS e dos nutrientes no solo, em razão da composição de seus excrementos (Quadros et al., 2002).

Quadro 2. Dados médios das características químicas dos excrementos de minhoca e do solo em diferentes profundidades sob *Eucalypitus grandis*, com três anos de idade

Amostra	pH ($CaCl_2$)	Al^{3+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	$CTC_{pH\ 7,0}$	P[1]	C	m
		mmol$_c$ kg^{-1}						mg kg^{-1}	g kg^{-1}	%
Excremento	3,4	20,5	12,5	10,0	0,6	1,8	45,4	19	33,1	45
Profundidade (cm)										
0-5	4,1	7,5	1,0	1,0	0,2	0,6	10,3	17	11,7	73
5-10	4,1	6,0	0,5	2,0	0,1	0,4	9,0	6	13,2	67
10-20	4,2	6,5	0,5	1,0	0,1	0,4	8,4	3	12,4	77
20-30	4,2	5,5	0,5	1,5	0,1	0,3	7,9	3	8,6	70

[1] Extrator: Mehlich-1.
Fonte: Quadros et al. (2002).

A redução do tamanho do material orgânico leva ao aumento da superfície de contato, favorecendo a ação dos microrganismos no processo de decomposição/ mineralização do material aportado ao solo e na transformação da MOS e, conseqüentemente, na formação das substâncias húmicas. A fauna do solo é grandemente influenciada por fatores, como clima, disponibilidade de nutrientes, pH, cobertura do solo, sistema de manejo (Mussury et al., 2002; Cole et al., 2005; Merlim et al., 2005; Irmler, 2005) os quais terão grande impacto sobre a taxa de mineralização de C orgânico e nutrientes, alterando os teores de MOS. Dessa forma, a ação antrópica, alterando o ambiente para atender a suas demandas, resulta em grandes alterações, de curto e longo prazo, nos organismos. Em amostras de serapilheira e solo sob floresta natural (preservada e não preservada) na região Norte Fluminense, obtiveram-se maiores valores de densidade e riqueza de fauna, quando comparados a povoamento de eucalipto e pasto (Moço et al., 2005). Quando as condições ambientais são favoráveis, por exemplo, após a adubação e irrigação do solo, o tamanho e a atividade da população dos organismos podem ser aumentados rapidamente, fazendo com que haja grande flutuação em curtos períodos ao longo do ano.

A biomassa microbiana (BM) é a principal constituinte da MOS viva. Cerca de 1–3 % do COT em solos tropicais está associado a BM. Atua como agente decompositor e como reserva lábil de C e nutrientes e no fluxo de energia no solo. Há tendência de a BM ser maior em camadas mais superficiais pela maior disponibilidade de matéria orgânica, água e outros nutrientes (Quadro 3).

Os microrganismos, para a obtenção de nutrientes e energia, têm ação predominante nos processos de oxidação, redução e complexação de compostos orgânicos e minerais do solo (Quadro 4). Esses processos, por sua vez, influenciam o ciclo dos nutrientes, principalmente N, P e S, e a forma e concentração destes nos diferentes compartimentos do solo, alterando sua disponibilidade para as plantas e a mobilidade no solo. Dessa forma, esses processos afetam a qualidade do solo, da água e do ar, visto que muitos dos produtos podem ser carreados para corpos d'água ou, ainda, volatilizados para a atmosfera.

Quadro 3. Teor de carbono, nitrogênio, biomassa microbiana e contribuição relativa dos microrganismos ao longo do perfil do solo

	Carbono orgânico	Nitrogênio total	Contribuição relativa	Biomassa microbiana
cm	g kg^{-1}	g kg^{-1}	%	mg kg^{-1} de C
Litter	305,0	16,00	76	4.600
0-23	19,3	1,46	49	166
23-46	7,6	0,86	36	49
46-69	6,2	0,78	29	35
69-91	3,5	0,53	28	11

Fonte: Castelazzi et al. (2004).

Quadro 4. Alguns produtos finais da decomposição/mineralização e suas transformações no solo

Produto	Formação/propriedades
CO_2	Formado pela decomposição/mineralização de compostos orgânicos por organismos heterotróficos aeróbios; essencial no processo de fotossíntese; gás de efeito estufa.
CH_4	Formado pela decomposição/mineralização de compostos orgânicos por organismos anaeróbios; estável na ausência de O_2; em condições aeróbias, é utilizado por bactérias metanotróficas; gás de efeito estufa.
NH_3	Formado durante a amonificação; NH_4^+ é formado no ambiente solo; utilizado pelos microganismos e plantas; é prontamente oxidado para NO_3^- em solos bem aerados e umedecidos.
NO_3^-	Formado durante a nitrificação; utilizado pelos microrganismos aeróbios e anaeróbios e pelas plantas; efeito sobre a qualidade da água.
N_2O	Formado durante a nitrificação e decomposição/mineralização anaeróbia de compostos orgânicos; utilizado pelos microrganismos; gás de efeito estufa; redução da camada de ozônio.
SO_4^{2-}	Formado pela decomposição/mineralização aeróbia de compostos orgânicos; utilizado pelos microrganismos aeróbios e anaeróbios e pelas plantas.
H_2S	Formado pela decomposição/mineralização anaeróbia; utilizado como substrato pelos microrganismos.

Fonte: adaptado de Baldock & Nelson (1999).

A contribuição da microbiota do solo na ciclagem de nutrientes, imobilizados em sua biomassa, pode ser predita por meio de suas proporções em relação às formas totais desses nutrientes. A percentagem de contribuição do N–BM e P–BM, em relação aos totais de N e P, variou de 0,93 a 1,8 % e de 4,8 a 7,6 %, respectivamente, em solos de ecossistemas florestais (Devi & Yadava, 2006). O S-BM representa de 1-3 % do S em formas orgânicas (S orgânico) (Moreira & Siqueira, 2002).

Assim como a relação C:N, as relações C:P, C:S e P:S da biomassa microbiana podem ser utilizadas para indicar como esta influencia a disponibilidade de P e S no solo. As relações mais estreitas podem resultar em maior mineralização desses nutrientes, enquanto relações mais largas podem levar à imobilização dos mesmos. He et al. (1997) obtiveram relações C:P, C:S, e P:S que variaram de 9 a 276:19, 50 a 149:1 e 0,3 a 14:1, respectivamente, variável com a estação do ano e adubação.

O C associado à biomassa microbiana (C-BM) representa um dos compartimentos da MOS com menor tempo de ciclagem. A BM responde rapidamente às práticas que levam ao decréscimo ou acréscimo da MOS. Esse fato foi observado por Matsuoka et al. (2003) em um Latossolo Vermelho-Amarelo com cultura perene (videira) e anual (soja). Essas áreas, uma vez comparadas à área de vegetação natural (Cerradão), apresentaram redução média no C-BM de 70 %, enquanto a redução dos teores totais de MOS foram de, no máximo 47 %, refletindo maior dinâmica da BM, ocasionada pela alteração da cobertura vegetal. Em áreas reflorestadas, ocorreu recuperação lenta e contínua do COT com o tempo; entretanto, a BM e os atributos relacionados com sua atividade, medidos pela respiração (C–CO_2 evoluído) e quociente metabólico, responderam a curto prazo às alterações da cobertura vegetal do solo (Quadro 5).

Quadro 5. Atributos do solo em áreas reflorestadas em diferentes épocas de recuperação

Época	Biomassa microbiana	Carbono	Respiração basal	Fluxo de CO_2	QM[1]	C/N
Ano	mg kg^{-1} de C no solo	g kg^{-1}	μg g^{-1} dia^{-1} C-CO_2 solo	mL min^{-1}		
0	37,97	0,90	20,70	364,9	2,61	1,87
1	70,26	0,89	24,23	372,2	1,40	1,45
2	61,69	0,61	20,90	390,9	1,39	1,28
4	84,63	2,85	29,02	440,7	1,61	4,45
10	94,90	5,87	36,60	415,7	1,15	6,28
FP[2]	141,07	15,37	39,74	420,7	1,18	10,91

[1] QM = Quociente metabólico [(μg CO_2/μg C min h^{-1}) x 10^2]. [2] FP = Floresta Primária.
Fonte: Moreira & Costa (2004).

A influência da BM na disponibilidade de P foi avaliada em Latossolo Vermelho-Amarelo submetido a diferenciados sistemas de manejo (sistema plantio direto-SPD, plantio convencional-PC) e plantas de cobertura. No SPD com dois anos de implantação, o P–BM foi, em média, de 11,4 μg g^{-1}, significativamente superior ao P–BM no PC, o qual foi, em média, de 8,3 μg g^{-1} de C. No SPD com seis anos de implantação, houve efeito da cultura de cobertura: o cultivo de nabo forrageiro em comparação ao milheto resultou em redução no P–BM. A população de fungos solubilizadores de fosfato foi maior na área cultivada com guandu (*Cajanus cajan*) e nabo forrageiro. A maior população de bactérias solubilizadoras de fosfato foi constatada na área plantada com guandu. Na área de vegetação nativa, tomada como referência, a atividade da fosfatase ácida foi mais elevada que em todas as áreas cultivadas (Carneiro et al., 2004). Uma vez que a MOS constitui-se na fonte energética dos organismos, além da quantidade, comumente alterada pelas práticas de manejo, a qualidade do material orgânico adicionado, influenciada pelas diversas espécies que compõem o sistema, terá forte influência no tamanho da população e na atividade dos organismos do solo, de modo a influenciar diferentemente a ciclagem dos nutrientes no solo. Pelo fato de a atividade e a diversidade dos microrganismos do solo dependerem, também, de outros fatores, tais como umidade e temperatura, esta fração pode ser utilizada como índice de aferição da qualidade do solo.

Matéria Orgânica não-vivente

A matéria orgânica não-vivente contribui, em média, com 98 % do C em formas orgânicas (C orgânico) total (COT) do solo, podendo ser subdividida em matéria macrorgânica (3–20 %) e húmus. O húmus é um compartimento que consiste de substâncias húmicas (70 %) e não-húmicas (30 %). Outro compartimento que tem recebido atenção mais recentemente é aquele composto por carvão, originado da queima (natural ou antrópica) de resíduos vegetais. Essa última fração pode assumir maior importância em ecossistemas como os Cerrados, em que o fogo é um componente presente há milhões de anos.

A matéria macrorgânica, ou matéria orgânica leve (MOL) ou particulada, dependendo do método de fracionamento, é a fração da matéria orgânica não-vivente que se encontra em menor proporção, contribuindo com cerca de 3–20 % do COT, composta principalmente por restos vegetais em vários estádios de alteração. Seu conteúdo está principalmente ligado ao aporte orgânico, pelo aumento e manutenção dos resíduos orgânicos. Há tendência de aumento dos teores dessa fração, seja em sistemas que preconizem a diminuição do revolvimento do solo, como em SPD, seja em espécies em rotação (Freixo et al., 2002 ; Costa et al., 2004; Bayer et al., 2004), em condições climáticas menos favoráveis à decomposição e em sistemas mais produtivos (Lima, 2004) e, ainda, pela adição ao solo de resíduos que não são produzidos *in situ* , como composto orgânico (Leite et al., 2003) e lodo de esgoto (Soares, 2005), Logo, o tipo de solo, a vegetação, o clima e as práticas de manejo adotadas irão afetar a magnitude desse compartimento.

A MOL pode ser dividida em matéria orgânica leve livre (interagregados) e matéria orgânica leve oclusa (intra-agregado). A MOS leve livre é quimicamente parecida com os restos vegetais (como a serapilheira) e tem, em geral, uma taxa de decomposição muito alta, enquanto a MOS oclusa apresenta grau mais avançado de transformação (Roscoe et al., 2004) e ciclagem mais lenta, podendo conter, ainda, resíduos do metabolismo microbiano (Golchin et al., 1997).

A MOL é caracterizada, em razão da sua composição química, pela sua alta disponibilidade aos microrganismos do solo e pela sensibilidade às alterações do meio, como verificado por Roscoe & Buurman (2003): forte decréscimo da MOL livre após a conversão do Cerrado em área cultivada. De fato, observa-se que, sob condições de vegetação natural, encontram-se maiores teores de C e N associados à MOL, cerca de 18 % de C e 12 % de N, quando comparados aos dos sistemas cultivados, os quais apresentam valores inferiores, de 4–5 % de C e 2-3 % de N (Roscoe & Buurman, 2003).

O processo de oclusão da MOS nas típicas estruturas de Latossolos (granular forte muito pequena) leva à intensa transformação dessa fração, preservando-a seletivamente. Entretanto, tem-se constatado pequena capacidade de oclusão da MO em solos com alto teor de oxihidróxidos de Fe e Al. A contrituição dessa fração para os Latossolos brasileiros foram de 1–2 % do COT (Roscoe et al., 2004).

Essas frações podem ser determinadas por meio de fracionamento físico por diferença de densidade. O uso desse fracionamento permite separar frações orgânicas cuja composição e localização física no solo são diferenciadas. Com o uso do método densimétrico, são separados os restos vegetais parcialmente decompostos e de baixa densidade dos compostos orgânicos mais resistentes à decomposição, sendo utilizadas, para isso, soluções de sais orgânicos e inorgânicos com densidades compreendidas na faixa de 1,6–2,0 kg L^{-3} (Christensen, 1996). O iodeto de Na e o politungstato de Na são algumas das substâncias utilizadas mais freqüentemente com esse propósito. Tendo em vista que essas frações da MOS apresentam densidade menor que 1,6 kg L^{-3}, promove-se, por meio da utilização dessas soluções, a flotação do material mais leve (Figura 3). Na MOS que fica associada ao material sedimentado (frações areia, silte e argila), comumente denominada fração pesada, está associada a maior parte das substâncias húmicas do solo. Estudos têm demonstrado que a MOS associada às frações pesadas (areia, silte, argila) geralmente correspondem a mais de 80 % do COT.

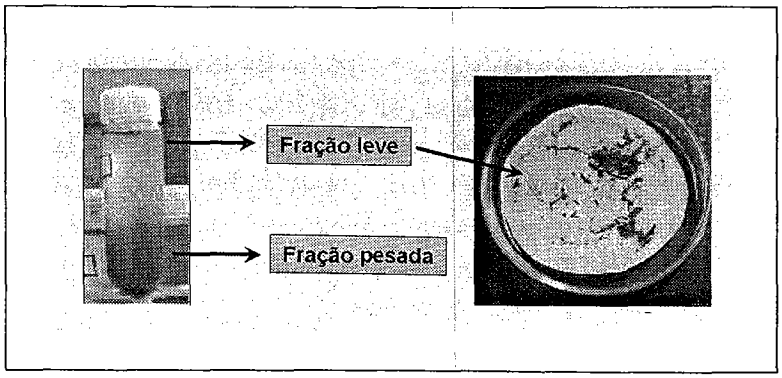


Figura 3. Esquema de separação da fração da matéria orgânica leve do solo por flotação.

Alguns trabalhos também propõem o uso da água para efetuar o fracionamento densimétrico da MOL (Anderson & Ingram, 1989), considerando a vantagem de menor custo e ausência de reagentes tóxicos, como o NaI. A maior desvantagem é que a quantidade de MOL extraída é menor e, possivelmente, sua qualidade também difere daquela extraída com soluções mais densas (1,6–2,4 kg L^{-3}). Sohi et al. (2001), comparando soluções de NaI com diferentes densidades, obtiveram diferenças nas quantidades extraídas de fração leve livre e fração leve intra-agregado. O aumento da densidade das partículas orgânicas é um indicativo de um estádio de decomposição mais avançado e maior transformação com maior contribuição microbiana.

Em alguns estudos, depois da separação com soluções de diferentes densidades, a fração leve coletada é novamente fracionada em peneira com malha com aberturas variando de 0,1–0,5 mm, dependendo do objetivo, obtendo-se, assim, a matéria orgânica leve particulada. A separação da MO leve por peneiramento pode ainda ser precedida pela dispersão, como, por exemplo, pela utilização de hexametafosfato de Na. Conforme proposto por Cambardella & Elliot (1992), a suspensão é passada em peneira de 53 μm de maneira que a fração retida é considerada a MO particulada. Utilizando esse método, Bayer et al. (2004) obtiveram estoques de C na MO particulada variando de 11 a 15 % do COT na camada de solo de 0–20 cm. Outros estudos consideram a própria matéria orgânica leve, separada por densimetria, sem o uso de peneiramento, para definir a classe de tamanho, como sendo a fração particulada (Six et al., 2001). A uniformização de conceitos e procedimentos seria desejável para que possíveis comparações futuras fossem mais acuradas.

O húmus é o compartimento que inclui substâncias húmicas e não-húmicas. Esses dois grupos de compostos encontram-se fortemente associados no ambiente edáfico e não são totalmente separados pelos processos tradicionais de fracionamento, sendo difícil definir seus limites.

As substâncias não-húmicas podem chegar a contribuir com 10 a 15 % do COT dos solos minerais. São grupos de compostos orgânicos bem definidos, como carboidratos, lignina, lipídios, ácidos orgânicos, polifenóis, ácidos nucléicos, pigmentos e proteínas. Esses compostos são provenientes da ação e transformação da matéria orgânica viva sobre o material orgânico que é aportado ao solo, ou, ainda, adicionados via exsudação

das raízes. Os mono e dissacarídeos, dificilmente encontrados no solo, são rapidamente oxidados e transformados em outros compostos (principalmente substâncias húmicas) pela microbiota do solo. As proteínas, os polifenóis solúveis e os núcleos polifenólicos da lignina são grandes fontes de N e C na forma aromática, respectivamente, para a síntese de substâncias húmicas. A lignina, por exemplo, é considerada uma das principais precursoras das substâncias húmicas nas rotas de humificação e sua degradação é realizada, em sua maior parte, por um grupo específico de organismos: os fungos de podridão branca (Wolf & Wagner, 2005).

A composição do compartimento das substâncias não-húmicas é influenciada pela proporção dos componentes químicos das plantas. A composição química das plantas varia com sua natureza e idade, podendo também ser influenciada pelo tipo de solo e, possivelmente, pela adubação. Espécies arbóreas, principalmente leguminosas, crescendo em ambientes com estresse químico acentuado, tendem a ter maior teor de polifenóis solúveis do que plantas de ambientes com maior disponibilidade de nutrientes. A mudança da composição química das plantas com seu crescimento está ligada ao aumento da parede celular e de sua composição. A parede celular das partes jovens da planta contém mais carboidratos e muito pouca lignina e pectina, enquanto os teores de celulose e hemicelulose permanecem mais ou menos constantes (Quadro 6).

As substâncias húmicas contribuem com cerca de 85 a 90 % do COT dos solos minerais. São constituídas de macromoléculas humificadas amorfas, variando do amarelo a castanho. Esse compartimento é o principal componente da MOS, consistindo a grande reserva orgânica do solo. Sendo assim, muitos autores referem-se à MOS como húmus e grande parte da pesquisa com MOS está voltada para o estudo dessas frações. Essas substâncias são formadas por reações secundárias de síntese e têm propriedades distintas dos biopolímeros de organismos vivos, incluindo a lignina das plantas superiores.

Quadro 6. Características químicas de algumas espécies da Floresta Atlântica

Espécie	Parte da planta	C	N	P	LG	CL	HL	CR	PF
		g kg^{-1}							
Solanum variable	Folha	500	39	1,2	75	224	176	521	37
	Pecíolo	490	24	0,8	96	335	189	644	13
	Caule	510	13	0,2	146	466	207	829	08
Cassia ferruginea	Folha	550	26	1,2	90	168	137	430	193
	Pecíolo	520	11	0,4	139	473	180	802	82
	Caule	530	09	0,3	157	496	161	790	33
Piptadenia gonoacantha	Folha	510	38	1,3	106	181	156	426	151
	Pecíolo	510	17	0,7	138	409	165	706	14
	Caule	520	14	0,5	147	473	216	840	10
Croton urucurana	Folha	420	35	1,0	84	150	146	401	189
	Pecíolo	480	15	0,4	98	275	161	586	131
	Caule	510	12	0,4	203	412	168	738	33

LG = lignina; CL = Celulose; HL = Hemicelulose; CR = Carboidratos; PF = Polifenois.
Fonte: adaptado de Mendonça & Stott (2003).

Atualmente, não existe um método de extração ideal para as substâncias húmicas. O método ideal deveria: possibilitar o isolamento do material orgânico na forma não alterada; permitir a extração dos compostos orgânicos sem contaminação com outras substâncias inorgânicas, tais como argilas e cátions; favorecer a extração completa, garantindo, assim, a representatividade do material extraído em relação a todas as demais frações de diferentes tamanhos, e, finalmente, ser universalmente aplicável a todos os solos.

Percebe-se, assim, que não existe um esquema ideal de extração, purificação e fracionamento das substâncias húmicas. A escolha de um ou outro método deve, preferencialmente, estar calcada nos objetivos do estudo. Deve-se ressaltar, em razão da complexidade e gama de estruturas apresentadas pelas substâncias húmicas, que o seu fracionamento é puramente operacional e baseia-se na sua solubilidade em diferentes soluções. Assim, as substâncias húmicas podem ser operacionalmente subdivididas em: fração ácidos fúlvicos (solúvel em álcali e em ácido), fração ácidos húmicos (solúvel em álcali e insolúvel em ácido) e fração huminas (insolúvel em álcali e em ácido) (Figura 4). O aspecto puramente operacional desse esquema de fracionamento não garante que cada fração seja composta por substâncias orgânicas com composição e estruturas semelhantes.

Figura 4. Esquema operacional de fracionamento químico com base na solubilidade diferencial das frações húmicas em ambiente alcalino ou ácido.

Dentre os vários extratores empregados na extração e fracionamento das substâncias húmicas, o mais comum tem sido o emprego de solução diluída de NaOH (normalmente 0,1 ou 0,5 mol L^{-1} NaOH) – a solução mais diluída, embora tenha menor poder de extração, é preferida pela menor probabilidade de alterar a composição/estrutura das substâncias húmicas. Também tem sido utilizada uma mistura de reagentes, como 0,1 mol L^{-1} NaOH e 0,1 mol L^{-1} $Na_4P_2O_7$ em solução ou reagentes mais brandos, como $Na_4P_2O_7$ a pH neutro. Independentemente do extrator, são necessárias extrações sucessivas para obter o máximo de matéria orgânica humificada. Entretanto, um número diferente de extrações sucessivas pode levar à recuperação de frações com características bastante distintas. Por exemplo, Li et al. (2003) demonstraram que as primeiras frações extraídas com NaOH 0,1 mol L^{-1} eram compostas por substâncias de menor massa molecular, mais polares e mais aromáticas em comparação às frações obtidas nas últimas das extrações sucessivas. As substâncias húmicas extraídas de solos minerais com NaOH normalmente contêm quantidade considerável de material inorgânico (cerca de 25 %). Sendo assim, para estudos mais refinados desses componentes, particularmente por técnicas espectroscópicas, há necessidade de se purificar o material extraído, reduzindo o conteúdo de cinzas (cátions e fração argila) e removendo os compostos orgânicos que não são constituintes estruturais das substâncias húmicas (polissacarídeos, ácidos orgânicos de baixo peso molecular, etc).

Os contaminantes inorgânicos podem ser reduzidos por meio de tratamentos sucessivos com mistura de ácidos diluídos, os quais solubilizam os metais e causam a dissolução de oxihidróxidos e argilas silicatadas. Para solos de diferentes texturas do Rio Grande do Sul, foi demonstrado que espectros ^{13}C–CP–MAS RMN com boa resolução foram obtidos quando se fizeram oito tratamentos sucessivos com a mistura de HF 10 % e HC 0,1 % (Gonçalves et al., 2003).

Os contaminantes orgânicos podem ser removidos por meio de cromatografia líquida em coluna com resina não-iônica (XAD–8) seguida por passagem em coluna com resina trocadora de cátions (IHSS, 2007). Quantidades consideráveis de C podem ser perdidas durante o processo de purificação. Gonçalves et al. (2003) constataram, após oito tratamentos com HF, que as taxas de recuperação do C foram de 52–71 %, para o horizonte A, e de 15 a 29 %, para o horizonte B. Essas perdas, entretanto, não consistiram em alterações na distribuição dos grupamentos funcionais da MOS determinados por CP–MAS ^{13}C-RMN, o que indica que não se trata de uma perda seletiva de grupos específicos da MOS.

Deve-se considerar que o uso de soluções alcalinas para extração de substâncias húmicas do solo tem sido muito criticado. As principais críticas são: (a) se o material que é extraído da MOS realmente representa a composição do material que não é extraído e de toda a fração orgânica do solo; (b) a dificuldade em relacionar a função biológica do COT do solo com o material orgânico extraído; (c) as diferenças químicas encontradas entre as moléculas orgânicas extraídas em relação aos mesmos materiais que estão retidos no solo (conformação, capacidade de complexação de cátions, hidrofobicidade, etc.); (d) criação de artefatos durante o processo de extração. Uma alternativa aos procedimentos de extração é a utilização de técnicas espectroscópicas que permitam a caracterização da composição química do COT de amostras de solo *in situ*, sem a necessidade de extração prévia (Gonçalves et al., 2003; Dick et al., 2005). Contudo, deve-se ressaltar que, em solos

mais intemperizados, haverá a necessidade de se realizar a purificação das amostras de solos para a remoção dos núcleos paramagnéticos, como em solos com altos teores de Fe, como nos Latossolos. O objetivo da remoção dos núcleos paramagnéticos é obter espectros de boa qualidade onde possam ser identificados os principais grupos funcionais. Maiores detalhes sobre os procedimentos de extração e purificação de substâncias húmicas são fornecidos pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (IHSS, 2007).

A composição das substâncias húmicas é extremamente variada, desde polímeros de peso molecular relativamente baixo, em torno de 1.000 daltons, até substâncias complexas de peso molecular de algumas centenas de milhares de daltons. A grande variação no grau de polimerização e no número de cadeias laterais e radicais que podem ser encontradas nas substâncias húmicas faz com que não existam duas moléculas húmicas idênticas. Considerando que as substâncias húmicas constituem o compartimento da MOS de maior reatividade, elas encontram-se envolvidas na maioria das reações químicas no solo. Por apresentar alta complexidade química e forte interação com a fração coloidal inorgânica do solo, essas substâncias não são facilmente atacadas pelos microrganismos do solo, decompondo-se lentamente e acumulando-se na natureza como MOS. Tal fato foi constatado por Qualls (2004) em estudo de biodegradabilidade de substâncias húmicas e frações de litter, no qual o ácido húmico foi a fração que apresentou a menor taxa de mineralização ao final de uma ano, apenas 5,5 % do $^{14}CO_2$ evoluído foi mineralizado, e as demais frações apresentaram as seguintes taxas: ácido fúlvico, 16,2 %; fenólicos, 17 %; serapilheira, 28 %; hidrofílica ácida, 40 %; hidrofílica neutro, 43,9 %; humina, 44,1 % e glucose, 45,8 %.

Existe sobreposição de definições a respeito do COT do solo, as quais são feitas com base em aspectos operacionais. Comumente, discutem-se na literatura aspectos relacionados com o C lábil e C solúvel. Essas formas de C podem englobar constituintes orgânicos de diferentes compartimentos (abordados anteriormente). Formas de C lábil podem incluir desde a matéria macrorgânica, C associado aos organismos do solo, o próprio C orgânico solúvel, substâncias não-húmicas em formas que não estão estabilizadas. Enfim, o C lábil corresponde às formas que seriam de fácil mineralização pela microbiota do solo e pode ser determinado, seguindo-se os métodos descritos em Lefroy et al. (1993), Blair et al. (1995), Shang & Tiessen (1997), Chan et al. (2001).

Dentre as formas de C lábil, destaca-se o C orgânico solúvel ou dissolvido. O C orgânico dissolvido (COD) por definição operacional consiste na fração menor que 0,45 μm, solúvel em água. Pode ser oriundo da decomposição de resíduos orgânicos, litter (Don & Kalbitz, 2005), resíduos culturais (Ciotta et al., 2004; Ellerbrock & Kaiser, 2005) de origem microbiana, exsudados de raízes (Lu et al., 2003; Souza & Melo, 2003). O COD forma complexos solúveis de carga neutra com cátions metálicos, facilmente deslocáveis no perfil do solo, de modo que cátions como Ca^{2+} e Mg^{2+} podem ser translocados para camadas mais profundas do solo e a toxidez causada pelo Al^{3+} diminuída em subsuperfície (Ciotta et al., 2004), alterando as reações de acidez. Atuam na movimentação de metais pesados, além de influenciar a formação de horizontes pedogenéticos (Jansen et al., 2003). O COD é constituído por ácidos orgânicos de baixo peso molecular, destacando-se os ácidos fúlvicos e graxos, ésteres, polissacarídeos e materiais proteináceos (Stevenson, 1994).

O C-carvão é originado do processo da queima incompleta da biomassa. As informações sobre o C associado ao carvão são ainda escassas em solos brasileiros. E se se considerar o fato de o fogo fazer parte de alguns dos nossos ecossistemas, como, por exemplo, nos solos do Cerrado, Terra Preta (solos da Amazônia), a perspectiva é que haja grande contribuição dessa fração para a MOS nesses solos. O C-carvão é um importante reservatório de C no solo, em virtude do longo tempo de residência, com capacidade de armazenar água e cátions, ou seja, não são inertes nos ambientes, interferindo na dinâmica da MOS, com papel importante na predeterminação de propriedades físicas e químicas da MOS em solos tropicais (Skjemstad & Graetz, 2003). Em solos de Terra Preta na região Amazônica, a contribuição do C-carvão para o COT é cerca de 20 %, duas vezes maior que aquela observada em Latossolo em área vizinha (Figura 5).

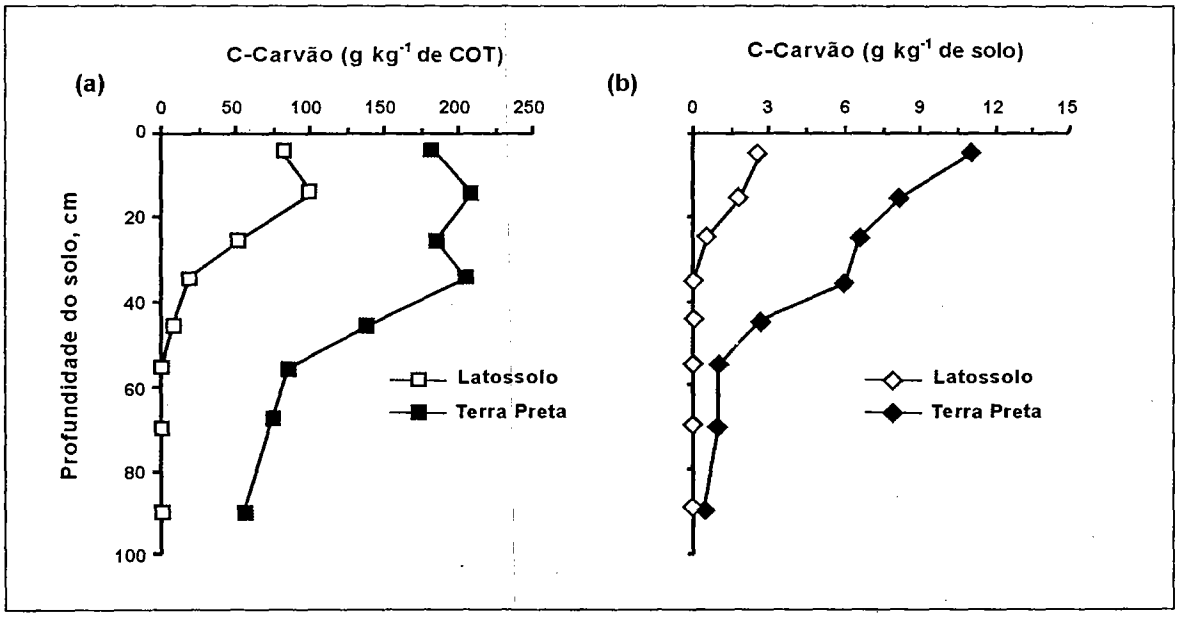


Figura 5. Contribuição do C-carvão em relação ao COT (a) e a fração terra fina (b) de Terra Preta e Latossolo adjacente na região Amazônica.
Fonte: Glaser et al. (2001).

Nesses solos de Terra Preta, a contribuição do C-carvão em relação à fração leve e pesada da MOS diminuiu com o aumento da densidade das frações; 75,2 % do C da fração leve (C–FL) era C-carvão, enquanto, na fração de densidade intermediária, o C-carvão representou 52,4 % e, na fração pesada, valores acima de 19,3 % (Glaser et al., 2000). Contribuições acima de 45 % do COT foram constatadas em solos da Alemanha com propriedades de solos Chernozêmicos (Schmidt et al., 1999); em solos com uso agrícola do EUA essa contribuição variou de 10-35 % do COT (Skjemstad et al., 2002). O carvão tem estrutura altamente condensada, aromática e resistente à oxidação química e biológica. Apesar disso, mesmo com considerável taxa anual de formação o C-carvão não é a forma predominante de COT, o que indica não ser material completamente inerte (Skjemstad & Graetz, 2003). Estudo recente também demonstrou que o carvão pode contribuir para a CTC do solo (Liang et al., 2006).

ROTAS DE FORMAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DAS SUBSTÂNCIAS HÚMICAS

As substâncias húmicas (SH) são formadas a partir do processo denominado humificação, para o qual diferentes rotas têm sido propostas (Figura 6). Dentre as várias possibilidades, encontram-se desde a clássica teoria que considera que as SH são formadas a partir da lignina modificada até à teoria mais aceita na atualidade, a chamada de rota dos polifenóis. Em seguida, são descritas, brevemente, quatro possíveis rotas de formação das SH. Os compostos com suas respectivas estruturas e as reações bioquímicas envolvidas podem ser consultados com maiores detalhes em Stevenson (1994); Santos & Camargo (1999); Stevenson & Cole (1999); Baldock & Nelson (1999); Burdon (2001); Picollo (2001); Canellas et al. (2005) e Sutton & Sposito (2005).

Rota 1: Trata-se de teoria pioneira em que se propunha que as SH eram exclusivamente produtos residuais da degradação da lignina. Acreditava-se que a lignina seria incompletamente degradada pelos microrganismos, passando então a fazer parte das SH do solo. A lignina sofreria modificações com a perda de grupos $-OCH_3$ e formação de o-hidroxifenóis, além de passar pela oxidação de cadeias alifáticas para a formação dos grupos -COOH. Pelo fato de as SH serem consideradas polímeros, o produto inicial formado por meio dessa rota de humificação seria a humina (HU), que, após oxidações e fragmentações, daria origem, inicialmente, aos ácidos húmicos (AH), os quais, por sua vez, seriam submetidos a fragmentações adicionais e oxidação de cadeias laterais para dar origem aos ácidos fúlvicos (AF). Portanto, conforme essa teoria, polímeros mais complexos e condensados e de maior tamanho são os primeiros componentes da rota de humificação. Como será visto posteriormente, essa fração HU difere daquelas formadas via demais rotas por ser considerada uma fração herdada, contrastando com as demais que são consideradas HU de síntese.

Rota 2: Nesta teoria de formação, considera-se que a lignina também é uma precursora das SH. Porém, neste caso, considera-se que a lignina é degradada pelos microrganismos, liberando ácidos e aldeídos fenólicos, os quais são convertidos em quinonas por meio de ação enzimática. Estas quinonas se polimerizam na presença ou ausência de compostos amínicos, dando origem às macromoléculas húmicas.

Rota 3: É semelhante à rota anterior, mas considera-se que os polifenóis são sintetizados a partir de fontes que não contenham lignina, como a celulose, por exemplo. Alguns poucos gêneros de fungos do solo são capazes de utilizar carboidratos simples em seu metabolismo e produzir substâncias de natureza aromática. Stevenson (1994), sumariando alguns resultados, ressalta o fato de que fungos decompõem a celulose e outros constituintes orgânicos, além da lignina, e, nesse processo, os fungos sintetizam macromoléculas de fenóis de coloração escura.

Rota 4: De acordo com esta rota, as SH são formadas a partir da redução de açúcares e aminoácidos, resíduos do metabolismo microbiano, que passam por polimerização não-enzimática (reação de Maillard), formando polímeros nitrogenados.

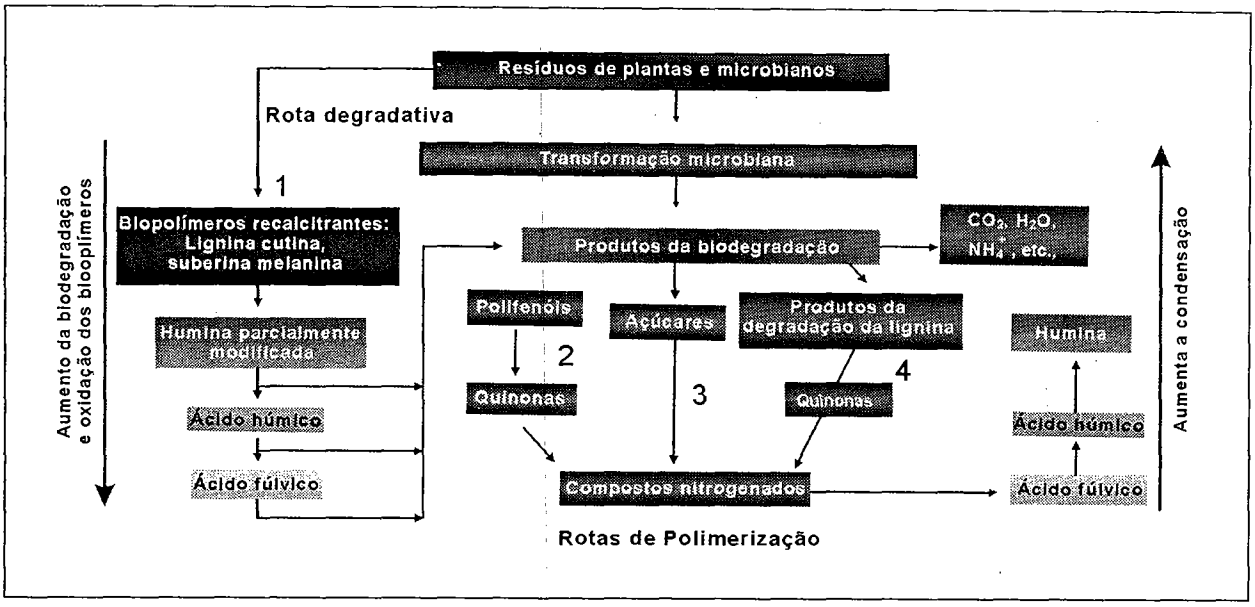


Figura 6. Rotas de formação de substâncias húmicas.
Fonte: Adaptado de Hedges (1988); Hatcher & Spiker (1988); Stevenson (1994).

As rotas que envolvem a síntese de SH a partir da condensação de polifenóis e compostos aminados são as mais aceitas atualmente. No entanto, é importante ressaltar que a ocorrência de uma rota de humificação não exclui a existência de outras. Todas podem estar ocorrendo ao mesmo tempo, ou uma pode estar predominando sobre a outra, dependendo, principalmente, do tipo de substrato e condições ambientais. Em solos mal drenados e em outros ambientes edáficos restritivos à atividade microbiana (regiões extremamente frias e alagadas, por exemplo), acredita-se que a rota de humificação, conforme a teoria da lignina (rota 1), seja a predominante. Por outro lado, a participação de polifenóis pode ser mais importante em solos florestais bem drenados onde resíduos lenhosos com maior teor de compostos de natureza aromática são depositados. Em solos localizados em condições que favorecem a flutuação de umidade e temperatura, pode estar predominando a síntese não-enzimática de SH por meio de condensação de aminoaçúcares. Independentemente da rota predominante, a humificação é um processo em que ocorre a estabilização do C anteriormente encontrado em formas mais lábeis, contribuindo para fixar o C no solo. Obviamente, nos solos, ocorrem, concomitantemente, os processos de degradação de compostos orgânicos mais complexos em componentes mais simples (exemplo: quebra de proteínas com liberação de aminoácidos) e processos de humificação em que, geralmente, ocorre a síntese de compostos mais complexos a partir de substâncias relativamente mais simples.

Os microrganismos do solo assumem importante papel na mediação nos processos de formação das SH, visto que são mediadores tanto nas rotas de síntese (como na rota dos polifenóis), quanto nas rotas degradativas (teoria da lignina modificada). Os basidiomicetos são considerados o principal grupo de fungos envolvidos na transformação de moléculas orgânicas recalcitrantes, como exemplo, a lignina, das quais se originam as SH do solo. O possível mecanismo de atuação destes microrganismos

está associado à liberação de enzimas oxidativas extracelulares, destacando-se como os principais grupos de enzimas envolvidas nesse processo a Mn-peroxidases, lignina peroxidases e lacases (Dedeyan et al., 2000), que são capazes de degradar compostos orgânicos mais estáveis, como a lignina (Wolf & Wagner, 2005).

Outra característica importante a ser salientada é que, durante o processo de humificação (Figura 6), compostos orgânicos nitrogenados (aminoácidos, aminoaçúcares) podem ser incorporados às SH em todas as rotas. Do mesmo modo, formas inorgânicas de N podem ser incorporadas, particularmente o NH_4^+ e o NO_2^-.

Resíduos de palha de arroz marcados com ^{13}C e ^{15}N e $(NH_4)_2SO_4$ com ^{15}N foram submetidos à incubação com solo, durante 90 dias, com o intuito de verificar a contribuição da forma mineral de N às frações da MOS estabilizada. Quando o N mineral foi aplicado junto com resíduo (fonte de N e C), houve maior recuperação do N mineral adicionado do que quando foi aplicado isoladamente. Possivelmente, a ausência da fonte de C (resíduo) limita a transformação de N em formas mais estáveis. Quanto à contribuição de ambas as formas de N (orgânica e mineral), houve maior recuperação do N derivado do resíduo vegetal que do N mineral, indicando a preferência de assimilação das formas orgânicas, em relação às formas minerais. A maior recuperação das formas de N (mineral e orgânica) ocorreu na fração humina (Figura 7). O N seria preferencialmente assimilado pelos microrganismos junto com o C do resíduo em produtos mais estáveis ou por meio de mecanismos que favorecem a estabilização dos produtos da decomposição do N do resíduo (Moran et al., 2005).

Nas rotas de formação das SH em que prevalece a via de polimerização (rotas 2 e 3), pode ocorrer reação dos aminoácidos com outros precursores das SH, principalmente

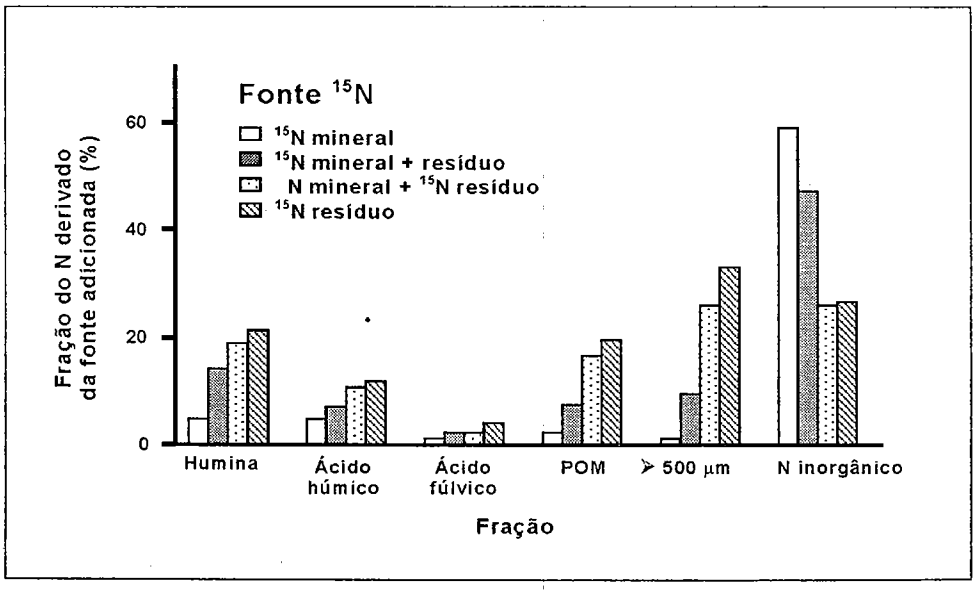


Figura 7. Incorporação de nitrogênio de diferentes fontes nas frações da matéria orgânica do solo.

Fonte: Moran et al. (2005).

polifenóis, acarretando maiores teores de N nas substâncias húmicas mais polimerizadas e estáveis no solo (huminas). Dessa forma, a incorporação de N na estrutura das SH vêm sendo objetivo de vários estudos em razão do possível favorecimento do N na estabilização do C em componentes mais humificados e estáveis do solo.

Tradicionalmente, embora as SH constituam novo grupo de substâncias que são formadas no solo por meio da transformação abiótica e biótica de produtos derivados de plantas, animais e microrganismos do solo (Stevenson, 1994), estudos recentes têm questionado a existência de SH como nova categoria de compostos (Burdon, 2001; Simpson et al., 2002). Utilizando técnicas de RMN de alta resolução, foi sugerido que a origem da maior parte das SH pode ser traçada a compostos bioquímicos definidos, tais como carboidratos, proteínas, lignina e alguns polímeros alifáticos (ex: componentes da cutícula de folhas), indicando serem elas constituídas por uma mistura de componentes derivados de plantas e microrganismos (Kellheher & Simpson, 2006), conforme argumento favorável apresentado por Burdon (2001) e Sutton & Sposito (2005).

Características Químicas e Estruturais das Substâncias Húmicas

As SH são quimicamente muito parecidas, mas as frações podem ser diferenciadas uma das outras pela cor, massa molecular, presença de grupos funcionais, grau de polimerização e composição elementar – teores de C, O, H, N e S (Stevenson, 1994). Em relação a essa última propriedade das SH, existe uma tendência geral de os ácidos húmicos (AH) apresentarem maior teor de C, menor de O e teor similar de H em relação ao ácidos fúlvicos (AF). De fato, isso pode ser exemplificado com os dados obtidos por Canellas & Façanha (2004) para amostras de um Argissolo Amarelo (Quadro 7).

Quadro 7. Composição elementar, relações atômicas e relação E_4/E_6[(1)] de ácidos húmicos e fúlvicos em amostras de Argissolo Amarelo

Amostra	Profundidade	C	H	N	O	H/C	O/C	C/N	E_4/E_6
	m	g kg^{-1}							
					Ácido húmicos				
1	0,00-0,05	32,32	29,75	1,16	36,77	0,92	1,14	27,84	4,4
2	0,05-0,10	24,19	32,95	0,59	42,27	1,36	1,75	40,98	4,0
3	0,10-0,20	22,04	30,22	1,00	46,74	1,37	2,12	21,96	5,8
4	0,20-0,40	19,51	26,50	0,78	53,21	1,36	2,73	25,08	7,0
					Ácido fúlvicos				
1	0,00-0,05	21,44	32,33	1,38	44,84	1,51	2,09	15,56	7,8
2	0,05-0,10	18,57	31,15	1,18	49,09	1,68	2,64	15,68	8,7
3	0,10-0,20	14,43	28,09	0,92	56,56	1,95	3,92	15,69	7,2
4	0,20-0,40	12,89	26,71	0,81	59,60	2,07	4,63	15,90	9,7

[(1)] Relação E_4/E_6 é caracterizada pela razão de absorvância nos comprimentos de ondas de 465 e 665 nm.
Fonte: Canellas & Façanha (2004).

A partir da composição elementar, podem ser obtidas relações utilizadas na diferenciação do grau de humificação dessas frações. Valores de maior magnitude para a relação O/C podem refletir maior teor de grupamentos carboxílicos e carboidratos, enquanto menor relação O/C indica incremento da condensação da MOS. Ussiri & Johnson (2003) constataram na fração AH menor teor de O, menor relação O/C e menor concentração de grupamentos carboxílicos em relação aos AF. Comparando a relação O/C obtida por Canellas & Façanha (2004), verifica-se que os AH apresentaram valor médio (1,93) menor que os AF (3,32) (Quadro 7).

A relação H/C mais alta indica maior alifaticidade e menor proporção de anéis aromáticos. Do mesmo modo que a relação O/C, o incremento dessa relação reflete o aumento da alifaticidade da MOS em profundidade (Quadro 7) (Canellas & Façanha, 2004). Constatou-se ainda correlação linear positiva (r = 0,391**) entre as relações O/C e H/C. A relação E_4/E_6 (Quadro 7) é determinada pela razão entre a absorbância a 465 e 665 nm, obtidas pelo uso da técnica de ultravioleta-vísivel (maiores detalhes dessa podem ser vistos em tratados sobre o assunto (Stevenson, 1994; Ceretta et al., 1999; Canellas & Rumjanek, 2005). Uma menor E_4/E_6 está associada à maior presença de componentes aromáticos. Portanto, os AH apresentaram relação E4/E6 inferior aos AF, bem como houve correlação desta com a relação H/C.

Quanto ao teor de N nas SH, era esperada a seguinte ordem: AF < AH < HU. Entretanto, no estudo de Canellas & Façanha (2004), essa tendência não foi verificada. Já Ussiri & Johnson (2003) constataram aumento na concentração de N nos AH e redução da relação C:N em comparação aos AF. A relação C:N variou de 27,3–57,2 e de 18,3–26,2 para AF e AH, respectivamente. O estreitamento da relação C:N com o avanço do grau de humificação é observado com a perda de CO_2 e incorporação de N (Figura 8).

Esse comportamento explica parte da dificuldade de se prever a taxa de liberação de N do solo para as plantas pela mineralização de formas orgânicas. Por se encontrar incorporado na estrutura de compostos orgânicos nitrogenados, na forma heterocíclica, a mineralização dessas formas é dificultada, liberando N inorgânico de maneira lenta e gradual: entretanto, o N pode ser encontrado em proporções significativas em forma proteináceas (Schulten & Schinitzer, 1998; Schulten & Leinweber, 2000). Mahieu et al. (2002) constataram que 60-80 % da área de espectros de RMN de ^{15}N correspondia a

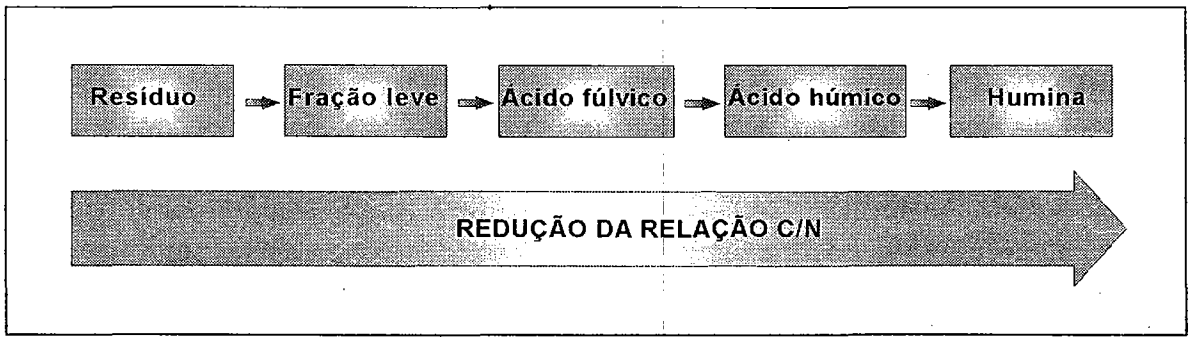


Figura 8. Esquema de decomposição/humificação da matéria orgânica do solo.

estruturas de N-amida, enquanto o N em forma heterociclica correspondeu apenas a cerca de 7–22 % em amostras de AH, indicando que moléculas estruturalmente mais lábeis podem sobreviver à decomposição microbiana.

Os principais grupamentos funcionais das substâncias húmicas são: carboxílicos (-COOH), alcoólico (-OH), fenólico (-OH), carbonil (C = O), quinona (anel C = O), metoxil (OCH_3) e amínico ($-NH_2$) (Figura 9).

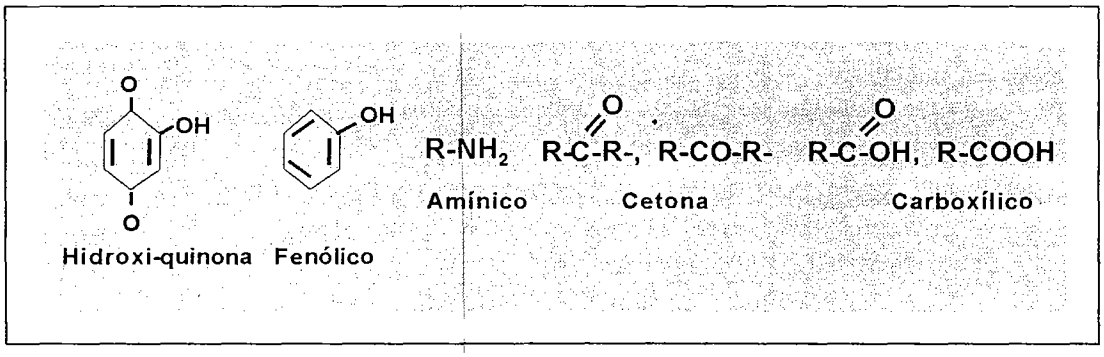
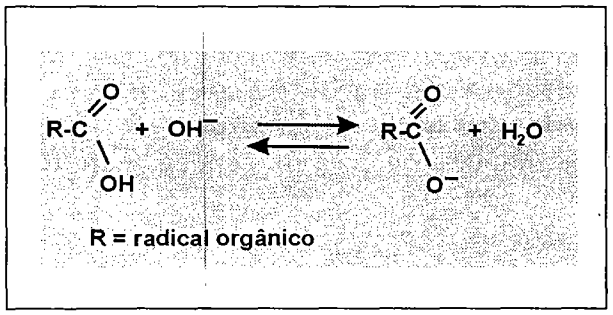


Figura 9. Exemplos de grupamentos funcionais da matéria orgânica do solo.

Os grupamentos funcionais são determinados, tomando-se como base as propriedades acídicas das substâncias húmicas. A acidez total dos grupamentos funcionais das substâncias húmicas pode ser calculada por meio do somatório dos grupamentos carboxílicos e fenólicos. Deve-se considerar que as cargas negativas superficiais são dependentes de pH. Assim, com a elevação do pH, ocorre dissociação dos grupamentos orgânicos, de acordo com o esquema:



Com a elevação do pH ocorre incremento significativo das cargas superficiais das substâncias húmicas. Em AH e AF extraídos de um solo orgânico, os incrementos foram verificados na faixa de pH 4–6 (Figura 10), constatando-se maior contribuição dos AF, que de AH, na geração de cargas. Esse comportamento deve-se à menor constante de dissociação e abundância dos grupamentos carboxílicos. O valor de log K1 (referente aos grupamentos carboxílicos) foi, em média para dois horizontes, 4,3, para os AF, e 5,23, para AH, resultando em uma diferença de aproximadamente uma unidade, conferindo aos AF maior tendência de ionização. O log K2 (referente aos grupamentos fenólicos) foi

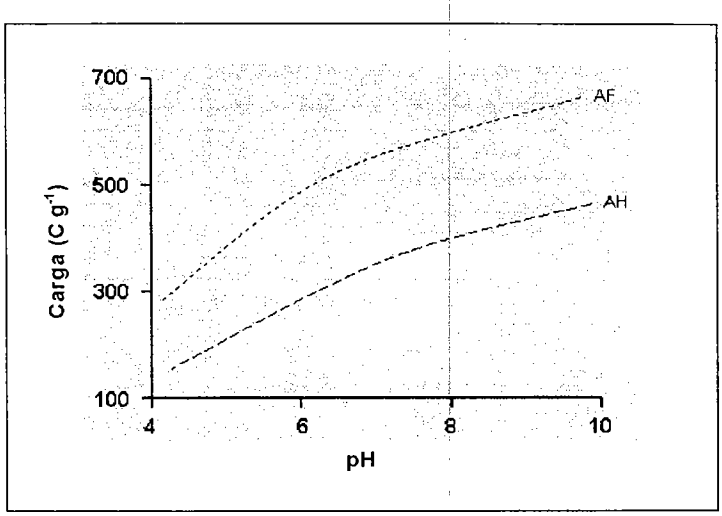


Figura 10. Curvas de desenvolvimento de cargas como variável do pH, em AH e AF extraídos do horizonte Hs de um solo orgânico.
Fonte: Gondar et al. (2005).

em média 8,7 para ambos, AH e AF, e a relação entre grupos carboxílicos de HA/FA foi de, aproximadamente, 4:6 (Gondar et al., 2005), o que reforça a premissa de que a diferença nas cargas geradas pelos AF e AH está principalmente relacionada com a presença de grupamentos carboxílicos. Entre pH 3 e 6,5, ocorre aumento linear nas cargas superficiais, representando a dissociação dos grupamentos R-COOH. Além deste pH, o gradiente reduz o poder tampão do ácido, representando a dissociação de grupamentos fenólicos. Dessa forma, como grande parte dos grupamentos R-COOH dissocia-se para ânion carboxilato nos valores de pH encontrados na maioria dos solos ácidos, são esses grupamentos que têm grande influência sobre a CTC dos solos.

Os grupamentos fenólicos também têm participação, uma vez que substituições dos componentes dos anéis benzênicos podem reduzir os valores de pKa dos grupamentos fenólicos, permitindo que eles se dissociem em valores de pH mais baixos. Entretanto, grande parte deles não está dissociada quando o pH esta abaixo de 9. Os AF apresentam maior número de prótons dissociáveis por unidade de massa do que os AH graças à maior quantidade de grupamentos R-COOH e maior acidez (carga) total (Quadro 8). Em média, os grupamentos carboxílicos corresponderam a 73 % da acidez (carga) total nos AF, enquanto nos AH, correspondem a 54 %. A acidez total foi, em média, de 733 $cmol_c\ kg^{-1}$ para AH, inferior à observada para AF, de 1.111 $cmol_c\ kg^{-1}$.

Contudo, ambas as frações, AH e AF, apresentam grupamentos reativos que potencializam ter mais cargas dissociadas do que a capacidade de troca típica de uma argila 2:1 (< 2 $mol_c\ kg^{-1}$). Visto que grande parte dos grupamentos acídicos das substâncias húmicas se dissocia entre pH 5 e 7, espera-se que elas tenham carga líquida negativa nos solos. Na realidade, esses compostos revelam caráter anfótero desenvolvendo, além das cargas negativas, cargas positivas, dependendo do pH do solo e do PCZ dos compostos orgânicos. Em geral, as cargas positivas estão associadas à protonação do grupamento amino:

Quadro 8. Acidez (carga) total[1] e acidez dos grupamentos carboxílicos e fenólicos de ácidos húmicos e fúlvicos de Latossolos

Solo	Horizonte	Ácidos húmicos			Ácidos fúlvicos		
		Acidez total	-COOH	Fenólico	Acidez total	-COOH	Fenólico
		mmol$_c$ kg^{-1}					
LV	A1	671	360	311	1.064	782	282
	A3	688	368	320	1.117	819	298
	B1	694	371	323	1.139	836	303
	B2	882	473	409	1.127	827	300
DMS$_{(0,05)}$	-	201	92	82	63	44	35
LE	A1	654	351	303	1.083	794	289
	A3	718	386	332	1.066	780	286
	B1	762	411	351	1.005	736	269
	B21	836	449	386	973	715	258
	B22	914	489	425	1.080	794	286
DMS$_{(0,05)}$	-	240	127	107	97	60	29
GH	-	878	471	407	872	635	237

[1] Acidez total = -COOH + -OH. LV = Latossolo Vermelho-Amarelo; LE = Latosso Vermelho-Escuro; GH = Glei Húmico; DMS = diferença mínima significativa.
Fonte: Mendonça & Rowell (1996).

$$\underset{\text{Meio ácido}}{NH_3^+ - CH - COOH} \leftrightarrow \underset{\text{Ponto isoelétrico (PCZ)}}{NH_2 - CH - COOH} \leftrightarrow \underset{\text{Meio básico}}{NH_2 - CH - COO^-}$$

Além dos grupamentos funcionais, a maior contribuição das SH na geração de cargas passíveis de reação de troca é aumentada em razão da alta superfície específica das substâncias húmicas (que pode chegar a 900 m^2 g^{-1}). Alvarez-Puebla et al. (2005) determinaram a área superficial aparente (SA) de SH, constatando um aumento da SA com a diminuição da complexidade molecular do AF > AH > HU. Os AF, AH e HU foram extraídos de SH comerciais, sendo os valores de SA obtidos para AF de 79-97,7 m^2 g^{-1}, para AH os valores variaram de 52,4–89,9 m^2 g^{-1} e, para HU, de 43,1–57,3 m^2 g^{-1}. De acordo com esses autores, essa diminuição na SA com o aumento da complexidade estrutural é devida à agregação intramolecular, com o conseqüente aumento do tamanho da molécula e decréscimo da polaridade.

Considerando essas duas propriedades, a matéria orgânica pode reter até 20 vezes seu peso em água por meio de pontes de H^+ dos grupamentos reativos. Contudo, os compostos aromáticos que predominam no núcleo das SH são hidrofóbicos e, por esta razão, o núcleo encontra-se condensado, tendendo a reduzir sua superfície de contato com o meio aquoso, adotando forma esférica. São os grupamentos funcionais, com cargas

elétricas não compensadas, que formam as cadeias alifáticas hidrofílicas. Sendo assim, a capacidade de retenção de água também será influenciada pela proporção das moléculas de anéis aromáticos (hidrofóbicos) e dos radicais laterais (hidrofílicos). A redução da relação H/C (como ocorrido dos AF para a fração HU) resulta em diminuição da capacidade de hidratação das substâncias húmicas. Essas microrregiões de natureza hidrofóbica, conforme já mencionado, são importantes para a retenção de muitos pesticidas e contaminantes de natureza apolar.

A massa molecular relativa dos AH é maior do que a dos AF. O tamanho molecular dos AF e AH pode ser estimado por meio de várias técnicas, sendo as mais comuns a osmometria, cromatografia por exclusão de tamanho e ultracentrifugação. Técnicas avançadas de espectrometria de massas utilizando ciclotron de íons também têm sido usadas para determinar a massa de substâncias húmicas (Koch et al., 2005) e, certamente, contribuirão para melhorar o conhecimento nessa área. As informações a respeito do peso molecular são dadas, geralmente, com base no número médio (nM), peso médio (pM) e no índice de polidispersidade (pM/nM), dependendo da técnica utilizada na sua determinação. Os valores de tamanho de AF e AH citados na literatura são de difícil comparação, visto que foram obtidos por meio de diferentes técnicas e condições de operação dos equipamentos. De modo geral, o tamanho dos AF encontra-se na faixa de 1.000 a 3.000 daltons – Da, ou massa atômica unificada- u (1 Da = 1 u = 1/12 da massa do ^{12}C), o que é inferior ao observado para os AH, que se encontram na faixa de 200.000 até mais do que 400.000 Da (Stevenson, 1994).

Entretanto, tem sido levantada a hipótese de que o alto peso molecular relatado na literatura possa ser explicado pela associação de moléculas menores, formando agregados com propriedades de macromoléculas. Simpson et al. (2002), por meio de técnicas de RMN e cromatografia líquida, obtiveram indícios de que as SH podem ser facilmente separadas e que a estrutura macromolecular poderia ser resultante de um fenômeno de agregação dessas substâncias, em razão da complexação via cátions metálicos (Simpson et al., 2002; Baalousha et al., 2006).

Vale mencionar que dados históricos de pesquisa indicam que as substâncias húmicas são micelas de natureza polimérica, com formato de espirais estendidas irregularmente com as seguintes características: (a) estrutura básica de anéis aromáticos de fenol di-ou-tridróxidos interligados por pontes de -O-, -CH_2-, -NH-, -N=, -S- e outros grupos que contêm grupos -OH livres e ligações duplas de quinona, obtendo na sua estrutura grupamentos carboxílicos, hidroxilas, carbonilas e alcanos; (b) grande número das cadeias de alcanos C1–C20 substituídas ou não por grupamentos que contêm O ligados a cadeias menores de C; (c) grupos aromáticos e alcanos conectados, principalmente, por ligações C–C para formar a estrutura básica das moléculas húmicas; (d) proteínas e carboidratos não ligados covalentemente à estrutura principal ("core") podem ser encontrados associados à superfície das substâncias húmicas, formando uma estrutura muito estável, havendo ligações cruzadas entre as diferentes partes das moléculas. Pesquisadores têm tentado desenvolver modelos químicos para representar a estrutura média dessas substâncias, como os apresentados para AH por Shulten & Schnitzer (1993, 1997) e por Alvarez-Puebla et al. (2006). No entanto, mais recentemente, têm surgido novas proposições para a origem e estrutura das SH.

Conforme comentado anteriormente, se for levado em conta serem as SH formadas por fragmentos parcialmente modificados de compostos derivados de plantas e microrganismos, as SH então não poderiam mais ser classificadas como polímeros, mas, sim, supramoléculas (uma espécie de agregado) estabilizadas por ligações fracas (interação hidrofóbica, pontes de hidrogênio) e não por ligações covalentes, como era postulado anteriormente (Burdon et al., 2001; Piccolo, 2001; Simpson et al., 2002; Sutton & Sposito, 2005). Os íons metálicos do solo parecem ter papel preponderante na estabilização desses componentes (Simpson et al., 2002) e devem assumir importância especial em solos tropicais altamente intemperizados. Essa espécie de modelo proposto de "agregado" difere substancialmente da visão tradicional de polímeros em forma de espiral estendida (Simpson et al., 2002) (Figura 11).

Na realidade, as SH apresentariam peso molecular relativamente baixo, inferior a 2000 Da (Simpson et al., 2002). Em estudos usando técnica de cromatografia por exclusão de tamanho, o peso molecular de SH extraídas de diferentes solos variou de 12 a 17,3 kDa, para AH, e de 7,9 a 11 kDa, para AF (Perminova et al., 1999), e de 9 a 14 kDa, para AF, e de 15–20,4 kDa, para AH (Perminova et al., 2003).

Com relação à natureza da estrutura molecular das SH, nas últimas décadas, estudos utilizando técnicas espectroscópicas, como a Ressonância Magnética Nuclear do ^{13}C (^{13}C–RMN), Ressonância Eletrônica Paramagnética (REP), Infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), UV-Visível, dentre outras com equipamentos hifenados como a PY/GC/MS (Pirólise/Cromatografia Gasosa/Espectrometria de massa), permitiram grande avanço na caracterização das substâncias húmicas. As revisões de Oades (1989); Hayes et al. (1989); Stevenson (1994); Beyer (1996); Baldock & Nelson (1999);

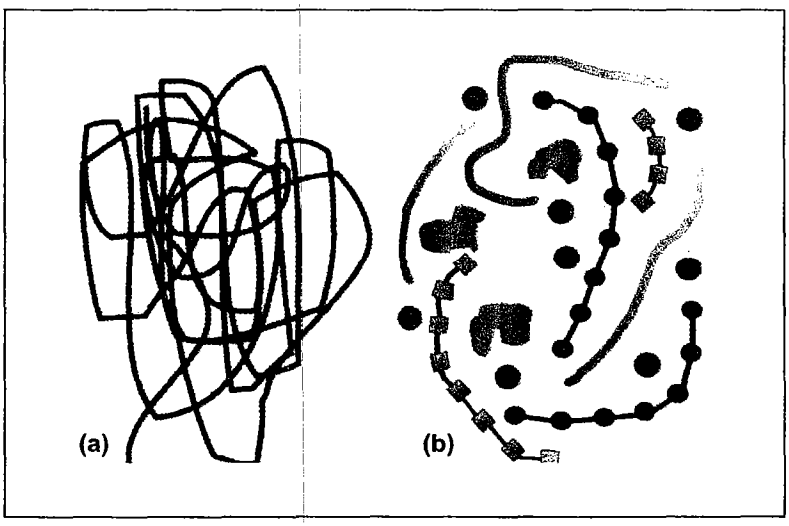


Figura 11. Modelo conceitual de substâncias húmicas conforme a visão tradicional de polímeros em forma de espiral estendida (a) ou conforme o conceito de supramolécula formada por moléculas de tamanho pequeno estabilizadas por ligações fracas (b). Esferas vermelhas: íons metálicos; unidades em preto: polissacarídeos; unidades em azul: polipeptídeos; unidades verdes: cadeias alifáticas; unidades marron: fragmentos aromáticos de lignina.
Fonte: Simpson et al. (2002)

Kogel-Knabner (2000); Schulten & Leinweber (2000); Hatcher et al. (2001); Piccolo (2001); Simpson (2001); Canellas & Santos (2005); Roscoe et al. (2006) apresentam informações pormenorizadas sobre os princípios das técnicas e seu emprego no estudo da composição e estrutura das SH.

Entretanto, os modelos até então propostos parecem ainda não refletir os avanços oriundos da utilização das técnicas espectroscópicas e termodegradativas, anteriormente citadas. A percepção a respeito da estrutura aromática das SH, por exemplo, tem sido questionada. Embora as SH mostrem proporção substancial de seu C associado a núcleos de natureza aromática, o grau de aromaticidade delas é bem menor do que se acreditava há algumas décadas. Assim, os modelos de estruturas moleculares passam a levar em consideração que estruturas alifáticas são de maior importância do que previamente pensado. O uso de técnicas espectroscópicas tem possibilitado a verificação da presença de maior proporção de compostos mais alifáticos, especialmente da MOS associada à fração argila (Schmidt et al., 2000; Rumpel et al., 2004; Dick et al., 2005).

Os AF são o grupo de menor peso molecular e, aliado ao fato de apresentarem maior densidade de grupamentos carboxílicos, revelam maior solubilidade e polaridade que os AH, o que confere aos AF maior mobilidade no solo. Sendo assim, o tamanho e a natureza das diferentes SH têm implicações práticas. Por exemplo, a complexação de metais pesados por moléculas de AF pode acarretar sua maior mobilidade no solo (maior risco de lixiviação e contaminação do lençol freático) em comparação com a complexação por AH e HU que são maiores, portanto, menos solúveis e menos móveis no solo. Isso foi demonstrado pela redução do fluxo difusivo de Cu em dois solos tratados com doses crescentes de AH, mas não com doses crescentes de ácido cítrico (altamente polar e de pequeno tamanho) (Flancer N. Nunes, dados não publicados). Por outro lado, a adsorção e a redução do potencial de pesticidas de natureza mais apolar podem ser maiores pela fração HU do que para AH (Figura 12). De acordo com Ferri et al. (2005), isso pode ser atribuído à maior predominância de grupos oxigenados na fração humina com vistas em contribuir para maior sorção do pesticida "acetochlor", via pontes de H, e à maior contribuição dos grupos alifáticos, via interações hidrofóbicas, quando comparada aos AH.

Analisando as propriedades da MOS até aqui discutidas, pode-se inferir que, durante o processo de transformação da MOS, dá-se origem a substâncias orgânicas mais humificadas, no sentido AF $\rightarrow$ AH $\rightarrow$ HU (Figura 13).

Apesar de ser esperada maior aromaticidade da MOS em razão da rápida taxa de ciclagem em regiões tropicais úmidas, ocorre estabilização coloidal da MOS quando da sua associação com a fração argila (ver discussão mais detalhada posteriormente), de forma que há um retardamento na sua ciclagem, dando origem a uma MOS com predominância de compostos mais alifáticos (Schulten & Leinweber, 2000; Dick et al., 2005; Dieckow et al., 2005a).

Essa MOS de natureza mais alifática pode ser oriunda de substâncias parafínicas (ceras, suberinas, etc.) do material vegetal aportado ao solo em virtude de sua preservação seletiva no processo de decomposição e da contribuição das raízes (Stevenson, 1994; Buurmann et al., 2005). No entanto, estudos mais recentes indicam que parte substancial dos compostos mais alifáticos associados à fração argila pode também ser de origem

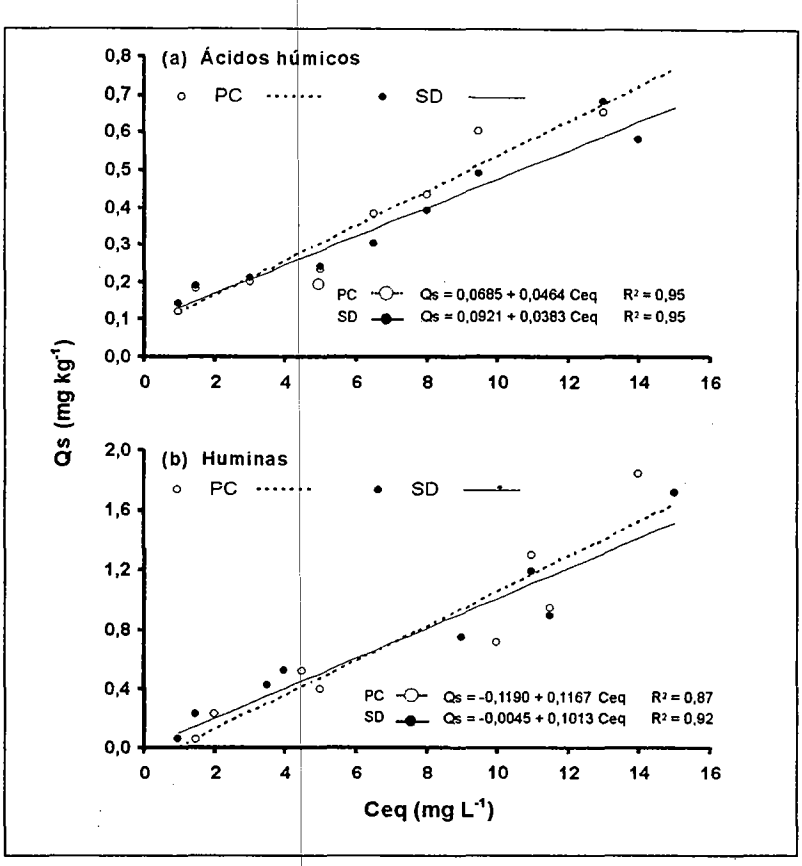


Figura 12. Relação entre a concentração de equilíbrio (Ceq) e quantidade sorvida de acetochlor (Qs), pela fração ácidos húmicos (a) e huminas (b) de um Argissolo submetido à semeadura direta (SD) e preparo convencional (PC).

Fonte: Ferri et al. (2005).

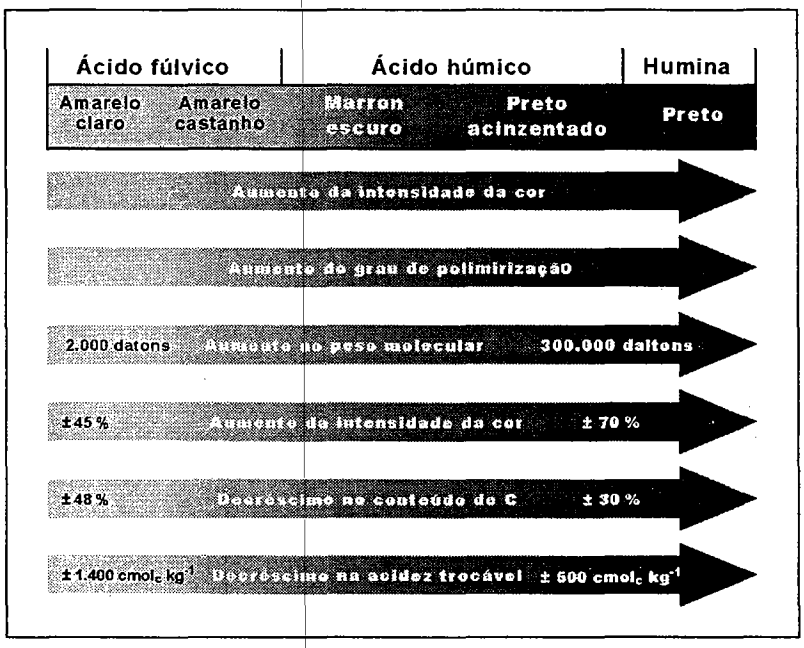


Figura 13. Propriedades químicas e coloidais das substâncias húmicas.

Fonte: Adaptado de Stevenson & Elliott (1989).

microbiana (Wattel-Koekkoek et al., 2001; Chefetz et al., 2002; Rumpel et al., 2004; Dieckow et al., 2005a) ou seja, são metabólitos intermediários da decomposição de resíduos vegetais ou componentes da estrutura microbiana que têm sido seletivamente preservados como conseqüência de suas características físicas e químicas. Kiem & Kogel-Knabner (2003) encontraram evidências da estabilização de açúcares de origem microbiana nas frações mais finas do solo. Dieckow et al. (2005a) atribuíram a diferença na composição da MOS associada à fração de tamanho silte e argila de Argissolos brasileiros cultivados e sob campo nativo às mudanças na população da comunidade microbiana do solo, alterando, portanto, a qualidade de seus produtos bioquímicos. Simpson et al. (2004) ressaltaram a contribuição de aminoácidos derivados de fungos e bactérias na acumulação do C de origem microbiana na fração silte + argila, provavelmente estabilizados por meio da superfície reativa dessas partículas, principalmente argila. Esses autores verificaram acumulação preferencial de C aminoácidos derivados de fungos (glucosamina) em relação aos de origem bacteriana (galactosamina e ácido murâmico) na fração < 53 μm, em amostras de macroagregados oriundas de solo sob sistema plantio direto.

Portanto, estudos que visem caracterizar a composição da MOS são de grande importância, graças ao papel que esta fração apresenta, sobretudo em solos mais intemperizados. Adicionalmente, o melhor entendimento de sua natureza e dos fatores que governam sua estabilização auxiliará na busca de práticas de manejo que contribuam para sua preservação.

ESTABILIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

Dinâmica e Tamanho dos Compartimentos

Para conhecer o papel da MOS no ambiente e seus efeitos sobre as propriedades do solo, faz-se necessário entender melhor sua dinâmica. Essa dinâmica é resultante da interação de grande número de fatores que determinam os fluxos de entrada e de saída da MOS e que governam o tamanho de cada compartimento (Quadro 9). Fatores tais como: clima (principalmente umidade e temperatura), composição do material vegetal (teor de lignina, polifenóis, relação C/N/P/S), além das características inerentes ao solo, (textura, mineralogia, fertilidade, topografia, microbiota), e o sistema de manejo adotado, irão influenciar, de forma diferenciada, os compartimentos em questão, determinando o tamanho de cada um deles.

Se se voltar aos compartimentos da MOS, ver-se-á que a parte viva (BIO) e a lábil LAB (ambos compartimentos não protegidos) (Quadro 9) apresentam grande dinamismo, sendo os fatores mais atuantes em sua dinâmica e no controle de seu tamanho: a própria composição química do resíduo retornado ao solo, a disponibilidade de substrato, os aspectos climáticos e o manejo.

A composição química das espécies é diferenciada basicamente pela proporção de seus compostos orgânicos (compostos solúveis, proteínas, celulose, hemicelulose, lignina, polifenóis). Esses compostos, por sua vez, apresentam um padrão de decomposição

Quadro 9. Compartimentos da matéria orgânica do solo, taxa de ciclagem e hipótese dos controles primários do tamanho dos compartimentos

Compartimento	Tempo de ciclagem	Controle do tamanho do compartimento
	Não Protegido	
BIO (biomassa microbiana)	2,5 anos em clima temperado e 0,25 ano em clima tropical úmido	Disponibilidade de substrato; condições adversas (metais, xenobióticos); manejo (CA)
LAB (lábil)	20 anos em clima temperado e 5 anos em clima tropical úmido	Recalcitrância do material vegetal; clima e disponibilidade de substrato; manejo (CA) (CI)
	Protegido	
Matéria orgânica quimicamente protegida (proteção coloidal)	Depende da mineralogia ~1.000 anos	Mineralogia e textura; nitrogênio do solo (CI) (CP)
Matéria orgânica fisicamente protegida (proteção estrutural)	Dependente do manejo do solo (resistência física)	Sistemas de preparo do solo; quebra de agregados; textura do solo (CP)

CA = Compartimento ativo – macroagregados; CI = Compartimento intermediário – microagregados dentro de macroagregados; CP = Compartimento passivo – intramicroagregados.
Fonte: adaptado de Duxbury et al. (1989).

diferenciado. Resíduos com diferente composição apresentarão taxas de ciclagem diferenciada: numa fase inicial, os compostos mais lábeis, solúveis em água (aminoácidos livres, ácidos orgânicos, açúcares) são facilmente decompostos pela maioria dos microrganismos do solo com rápida taxa de crescimento (Wolf & Wagner, 2005) (Figura 14). Já a celulose e a hemicelulose são carboidratos com maior complexidade estrutural, são insolúveis e precisam ser convertidos em unidades de tamanho menor, via sistemas enzimáticos extracelulares especializados, para serem utilizados pela microbiota (Wolf & Wagner, 2005). A taxa de decomposição de hemicelulose e celulose, quando associadas a complexos com lignina, tende a ser diminuída, de modo que, quanto maior a proporção de compostos menos lábeis, mais lentas serão a decomposição e a ciclagem dos resíduos, que contribuem em parte para o compartimento LAB. Daí resulta mais massa remanescente permanecendo no solo (Berg, 2000), de forma a contribuir para o compartimento PROTEGIDO da MOS (Quadro 9).

Algumas espécies, como o milho, contribuem mais com compostos fenólicos, precursores das SH (Martens, 2002). Por outro lado, são os compostos facilmente mineralizáveis os prontamente utilizáveis pela microbiota, permitindo sua colonização e conseqüente proliferação, contribuindo, portanto, para o compartimento BIO. Durante o próprio processo de decomposição microbiana, ocorrem mudanças na qualidade do substrato, que envolvem tanto mudanças químicas no substrato, como sucessão de microrganismos hábeis competindo pelo substrato remanescente (Berg, 2000).

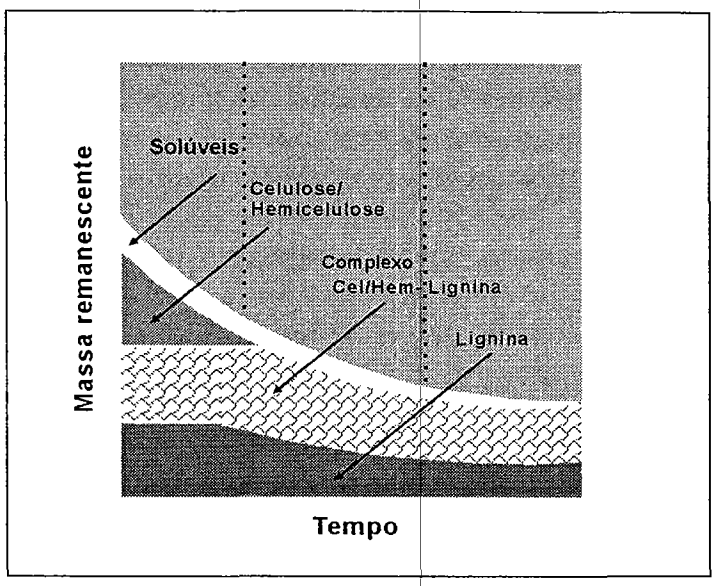


Figura 14. Modelo de decomposição de diferentes componentes da serapilheira. As linhas verticais pontilhadas delimitam as fases correspondentes à decomposição rápida, intermediária e lenta ao longo do tempo.
Fonte: Adaptado de Berg (2000).

Os trabalhos que relacionam a qualidade dos resíduos com a qualidade da MOS ainda são incipientes. Nesse sentido, Canellas et al. (2004) avaliaram a influência de diferentes espécies de leguminosas herbáceas perenes, vegetação espontânea e capim-colonião na qualidade da matéria orgânica de um Argissolo Amarelo. O teor de COT não foi influenciado após 28 meses de cultivo das leguminosas; entretanto, houve alteração na relação AH/AF. As menores relações foram constatadas nas áreas cultivadas com leguminosas; a área cultivada com o capim-colonião apresentou relação média para as camadas de 0–5 e 5–10 cm de 0,62, o que permite ressaltar um caráter mais fulvático das SH quando leguminosas são cultivadas. A menor relação AH/AF (0,24) entre as espécies de leguminosa foi constatada para área cultivada com o amendoim forrageiro em virtude de sua mais alta contribuição de C-AF (2,24 g kg^{-1}) na camada de solo de 0–5 cm, enquanto, na camada de 5–10 cm, a menor relação (0,23) foi observada na área cultivada com o Kudzu, em razão da menor contribuição do C-AH (0,35 g kg^{-1}). Verificou-se, ainda nesse estudo, alteração nas propriedades das SH, com redução no valor da acidez carboxílica dos AH extraídos da área cultivada com Kudzu, o que, segundo os autores, pode estar relacionado com o baixo teor de lignina dessa espécie.

Quando se altera a vegetação natural de uma área para adoção de um sistema agrícola, o aporte orgânico é prontamente modificado em qualidade e quantidade. Esses fatores influenciam bastante o dinamismo da matéria orgânica ativa e podem levar à rápida redução do compartimento lábil (LAB) (Freixo et al., 2002; Roscoe & Buurman, 2003). Entretanto, o tipo de manejo empregado é condição decisiva na alteração dos estoques de COT no solo, de modo que pode resultar em, até mesmo, superação dos estoques existentes em solos sob a vegetação nativa. Tal fato foi observado por

Diekow et al. (2005b) em áreas cultivadas com Lab Lab intercalado com milho e feijão guandu sob plantio direto (SPD), por 17 anos de cultivo; essas áreas apresentavam estoques de C e N que superavam os do solo sob vegetação nativa. Se se considerar o aspecto disponibilidade de substrato, resíduos de culturas anuais que revelam menor teor de lignina e polifenóis, e menor relação lignina/N e polifenóis/N têm sua decomposição favorecida, quando comparada à dos resíduos de uma floresta. Esse comportamento, em primeira instância, favoreceria a atividade de organismos do solo. Contudo, se o aporte orgânico não for constante, a escassez de substrato acarretará um declínio drástico no número e na diversidade de organismos.

Além da qualidade, a quantidade do aporte orgânico e as condições do meio podem influenciar diretamente a atividade microbiana. Em áreas cultivadas com eucalipto em condições de temperatura média anual relativamente baixa, na região de Virginópolis (MG), a menor temperatura favoreceu a manutenção da fração leve (FL) em teores mais elevados que na região de Belo Oriente (MG), cuja temperatura média anual mostrou-se mais alta. Em média, na região de Belo Oriente, a FL contribuiu com 8, 5, 4 e 3 % do COT, respectivamente, para as camadas de solo de 0–5, 5–10 e 10–20 cm, enquanto, na região de Virginópolis, a FL contribuiu em média com 11,6, 5,5 e 4 % do COT, para as camadas (Lima, 2004). Oscilações constantes de temperatura e umidade podem aumentar o número de ciclos de umedecimento e secagem do solo, alterando drasticamente as populações de organismos. Dada a diversidade de possibilidades, é difícil prever como os organismos serão alterados, mas é sabido que alguns grupos de organismos podem ser favorecidos em detrimento de outros.

Em solos naturalmente ácidos, com baixa disponibilidade de nutrientes, para o estabelecimento de uma cultura, é comum a prática da calagem e fertilização do solo. Ambas as práticas aumentam a disponibilidade de nutrientes para os organismos, acarretando aumento de sua atividade e, se houver disponibilidade de substrato orgânico, de sua população. Por outro lado, o aumento da população e da atividade microbiana tem sido verificado sob condições onde se faz a adição de apenas uma fonte lábil de C orgânico, resultando na redução da MOS já existente. Esse efeito é comumente referenciado na literatura como efeito "priming" (Kuzyakov et al., 2000). Com esse efeito, haverá aumento do dinamismo não só da fração viva, mas também da matéria orgânica não-vivente. Inicialmente, aumentará a taxa de decomposição/mineralização da matéria macrorgânica e substâncias não-húmicas (compartimento LAB) e, por último, das SH (compartimento PROTEGIDO) (Quadro 9). Dessa forma, a estabilização do C orgânico no solo passa pela escolha adequada de espécies vegetais para esquemas de rotação de culturas que garantam não apenas elevado aporte de C ao solo, mas também da qualidade desses materiais (ver detalhes a seguir sobre manejo da MOS).

O tempo em que a MOS é ciclada dentro dos compartimentos não protegidos e protegidos é diferenciado. O tempo de ciclagem é dado pelo "tempo médio de residência (TMR ou meia-vida ($T_{1/2}$)" do elemento (no caso a MOS). A MOS de baixa densidade (LAB) tem apresentado ciclagem mais rápida que a MOS associada às partículas minerais (PROTEGIDA). O TMR da MOS em seus compartimentos depende da qualidade e da recalcitrância bioquímica da MOS, bem como de sua localização espacial, do que resulta sua acessibilidade aos microrganismos do solo (Six & Jastrow, 2002). Em Latossolo sob

floresta, na região de Manaus, a MOS apresentou um TMR de 8–10 anos para o compartimento ativo; em torno de 70 anos, para o compartimento lento, e de 500–1.500 anos, para o compartimento passivo (Telles et al., 2003).

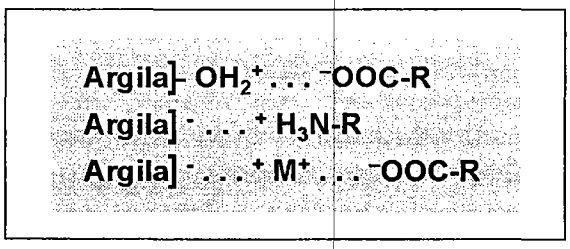
Mecanismos de Estabilização

Grande parte da estabilidade da MOS ainda não é completamente entendida. Sabe-se que, além da proteção coloidal e física, parte da proteção da MOS advém de sua estabilidade bioquímica. No que se refere ao mecanismo de proteção física, a agregação atua protegendo compostos orgânicos não-seletivos da decomposição microbiana, enquanto a interação com a fase mineral pode favorecer a proteção de moléculas específicas (Six et al., 2002; Rumpel et al., 2004). A estabilização bioquímica está relacionada com a resistência estrutural ao ataque de um grupo de enzimas ou mesmo de uma enzima específica.

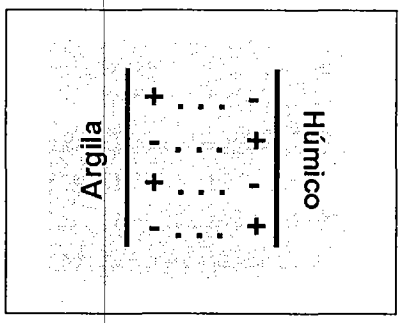
Estabilização Química ou Coloidal

A proteção química ou coloidal é atribuída à associação da MOS com as frações argila e silte do solo, formando complexos argilo-orgânicos. Fortes correlações têm sido referenciadas na literatura entre o teor de C e o teor de argila ou teor de silte + argila (Zinn et al., 2005). Além do teor de argila, a característica desta fração é de grande importância (Kleber et al., 2005; Wiseman & Putmann, 2006), uma vez que os mecanismos de estabilização são diferenciados. Vários mecanismos podem interagir no processo de complexação da MOS com as argilas. Stevenson (1994) destaca os principais mecanismos: (a) ligação eletrostática; (b) força de van der Waals; (c) ponte de H e (d) coordenação com oxihidróxidos e argilas silicatas. Dois ou mais mecanismos podem operar simultaneamente, dependendo das propriedades da espécie orgânica, da natureza da troca catiônica da argila, da acidez e umidade do sistema (Stevenson, 1994).

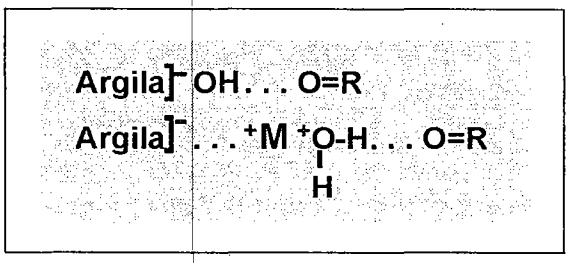
Ligação eletrostática: a atração se dá entre cargas opostas; pode ocorrer diretamente entre a superfície de argilas silicatadas carregadas negativamente e grupamentos que apresentam carga líquida positiva, como os grupamentos amina. Considerando que grande parte dos grupamentos reativos da MOS também apresenta, em razão do seu baixo pH do PCZ, carga líquida negativa sob as condições de pH da maioria dos solos, deveria ocorrer a repulsão das moléculas orgânicas pelas partículas de argila negativamente carregadas, se não fosse a atuação das pontes catiônicas (M^{n+}), conforme esquema apresentado a seguir. Grupamentos carboxílicos e fenólicos podem ainda se ligar diretamente a superfícies de óxidos (carregados positivamente). Os óxidos, por apresentarem alto pH do PCZ, desenvolvem cargas positivas, de modo que a adsorção se dá diretamente via troca aniônica, principalmente com os grupos carboxílicos (Zech et al., 1997):



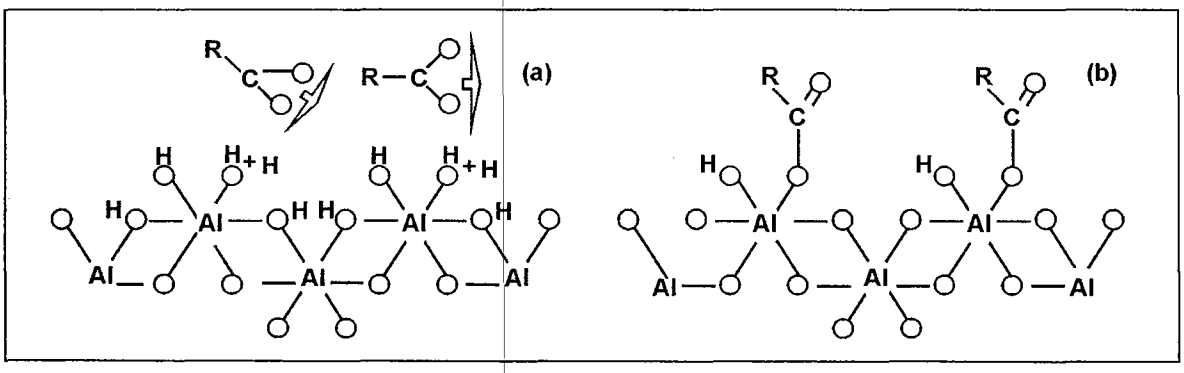
Força de van der Waals: força resultante da flutuação da densidade de carga elétrica dos átomos. É considerada importante na adsorção de moléculas polares neutras e não-polares:



Ponte de hidrogênio e outros cátions: Assim como os outros cátions, o H^+ atua como ponte, ligando o grupamento orgânico à superfície da argila, ambos negativamente carregados. Esse processo é muito importante nos solos ácidos onde se verifica grande protonação de grupamentos reativos, tanto nas argilas como na MOS. A ponte de H_2O é de grande importância nos solos, se se considerar que ambos os colóides, orgânicos e inorgânicos, encontram-se hidratados pela solução do solo na maior parte do tempo:



Coordenação: Ocorre uma troca de ligantes. Ânions orgânicos ligados a oxihidróxidos podem ser trocados por outros ânions, mas grande parte é ligada de forma especifica por meio de troca de ligantes. No esquema abaixo, pode ser observada a troca aniônica (a) e de ligantes (b).



O oxigênio dos grupamentos funcionais da MOS (carboxílicos, fenólicos, alcoólicos, etc.) entram em coordenação (ligação covalente) principalmente com Fe e Al da estrutura dos oxihidróxidos. Ânions orgânicos ligados dessa forma dificilmente serão deslocados

por outros ânions. Essa forma de ligação libera uma molécula de água para a solução, pela seguinte reação:

$$R\text{–}Al\text{–}OH + HOOCR \leftrightarrow R\text{–}Al\text{–}OOCR + H_2O$$

A presença de pontes de cátions entre as argilas silicatadas do tipo 2:1 e 1:1 e os radicais orgânicos é um mecanismo comum de estabilização da MOS, destacando-se o Ca como um dos cátions de grande importância no estabelecimento de pontes catiônicas (Muneer & Oades 1989). Esse mecanismo é preponderante em solos com horizonte superficial com elevada saturação por bases, como naqueles com horizonte A chernozêmico. Entretanto, em razão do processo de intemperismo avançado da maioria dos solos em condições tropicais, o cátion predominante no complexo sortivo é o Al, de modo que ele deve ser o cátion mais atuante na estabilização da MOS. Isso é especialmente importante em solos com horizonte A húmico.

A MOS adsorvida é protegida contra a degradação microbiana. O efeito da proteção depende do tipo de mineral ao qual a MOS é adsorvida. Esmectitas são mais efetivas protetoras que a caulinita por ela não apresentar propriedade de expansão (Zech et al., 1997). O tempo médio de residência (TMR), baseado na avaliação da atividade do ^{14}C da MOS associada às esmectitas do horizonte Ah de solos de Moçambique, foi de 1.100 anos (Wattel-Koekkoek et al., 2003). No entanto, trabalho mais recente na mesma região, encontrou que o TMR da MOS associada às esmectitas foi da ordem de 400-500 anos e não diferiu daquele da MOS estabilizada pela caulinita. O fator que mais contribuiu para explicar o TMR da MOS foi a CTC efetiva das argilas (Wattel-Koekkoek & Buurman, 2004). Grande parte da MOS associada à fração argila pôde ser extraída com NaOH e continha quantidade substancial de polissacarídeos, indicando ser esta de ciclagem relativamente rápida (Wattel-Koekkoek et al. (2001).

Existem poucas informações a respeito da estabilização da MOS em solos altamente intemperizados. A maioria dos solos tropicais mostra abundância de oxihidróxidos na fração argila, os quais exercem importante papel na estabilização da MOS (Kleber et al., 2005; Wiseman & Putmann, 2006). Os principais mecanismos de ligação da MOS aos oxihidróxidos de Fe e Al são a atração eletrostática, pontes de H e troca de ligantes (Zech et al., 1997). Parte da estabilização da MOS pode ser devida à influência da argila na atividade microbiana. As argilas mudam o ambiente para os microrganismos, influenciam o pH, força iônica, disponibilidade de substrato, bem como a produção e atividade de enzimas (Zech et al., 1997). Adicionalmente, os complexos orgânicos formados com Fe e Al são de baixa solubilidade e acessibilidade à microbiota (Zech et al., 1997).

Nem sempre o teor de argila correlaciona-se com os estoques de COT, indicando que a qualidade da argila e, não apenas sua quantidade absoluta, está relacionada com o potencial de estabilização da MOS. Isso é suportado por estudo em que se avaliaram as possíveis interações entre minerais silicatados e oxihidróxidos no armazenamento de COT de diferentes solos da Alemanha, em que somente amostras de um perfil de solo, dos cinco perfis analisados, exibiu correlação entre a superfície especifica das partículas de tamanho silte + argila e o teor de COT ($r = 0,459$; $p < 0,01$), enquanto, para o COT e o Fe extraído por oxalato, foram obtidas correlações em torno de 0,893 ($p < 0,01$) para os perfis analisados (Wiseman & Putmann, 2006).

A proteção exercida por formas amorfas não está apenas restrita a solos alofânicos. Kleber et al.(2005) constataram que a combinação de Fe e Al extraídos com oxalato explicou a maior variação do C estável (r = 0,78), sugerindo que em solos ácidos a MOS é preferencialmente protegida pela interação com minerais pouco cristalizados. Segundo esses autores, o mecanismo de estabilização da MOS envolve troca de hidroxila da superfície dos oxihidróxidos com grupamentos funcionais negativamente carregados dos componentes da MOS (troca de ligantes). Além dessa estabilização química pelas ligações estáveis entre a MOS e os oxihidróxidos, a MOS é envolvida pelos agregados, resultando também numa proteção física, fazendo com que os oxihidróxidos atuem, também, indiretamente na estabilização da MOS (Zech et al., 1997). A interação de oxihidróxidos de Fe e Al com os argilominerais formando complexos e, ou, agregados desempenha importante papel na estabilização da MOS. Os oxihidróxidos podem estar funcionando como ponte entre a argila silicatada e o radical orgânico, como sugerido por Wiseman & Putmann (2006). Essa possibilidade, porém, tem recebido menor atenção nas pesquisas realizadas até o momento. Dieckow et al. (2005d) estimaram que a capacidade de estabilização de C orgânico pela fração argila (predominantemente caulinítica) de um Argissolo do Rio Grande do Sul foi de 48,8 g kg^{-1} de argila. Para um Latossolo caulinítico do cerrado, a capacidade de estabilização foi menor, atingindo 32,5 g kg^{-1} de argila (Roscoe et al., 2001).

Deve-se lembrar que áreas sob domínio de rochas quartzíticas e arenitos, em geral, apresentam drenos com águas de cor amarelada a castanho-escura, indicando que os solos arenosos originados dessas rochas mostram baixa capacidade de complexação da matéria orgânica (baixa proteção estrutural e coloidal), favorecendo sua drenagem para fora do sistema solo. As águas escuras do Rio Negro, por exemplo, refletem a presença de matéria orgânica proveniente de solos arenosos na sua bacia hidrográfica. Isso também é observado em riachos em praticamente toda a região da chapada Diamantina, nos estados de Minas Gerais e Bahia, e, freqüentemente, em córregos que drenam as região litorâneas arenosas.

Estabilização Física

Num nível de organização mais avançado, as partículas primárias do solo (areia, silte e argila) são arranjadas em agregados, e esses, por sua vez mostram importante papel na estabilização da MOS. Os agregados do solo atuam fisicamente, diminuindo o acesso à microbiota e a seu sistema enzimático, bem como reduzindo a difusão de O_2 nos microporos. Em solo arenoso com predomínio de poros entre 6 e 30 μm, microrganismos são encontrados tanto na superfície como dentro dos agregados, mas, em solo argiloso com diâmetro de poro < 0,2 μm, os microrganismos são encontrados apenas na superfície dos agregados (Chenu et al., 2001). Uma porção do C orgânico dos microagregados é estabilizada via associação com a superfície dos minerais, ou é fisicamente protegida nas cavidades de poros de 2 a 5 μm, particularmente das formas mais hidrofóbicas (Kinyangi et al., 2006).

Esse mecanismo de proteção pela agregação do solo permite a proteção não-seletiva de compostos orgânicos (Rumpel et al., 2004), acarretando estabilização de formas mais lábeis de C orgânico. O cultivo do solo tem sido apontado como um fator limitante à atuação da proteção física exercida pelos agregados, especialmente aquela relacionada com os microagregados (Six et al., 1999; 2002a, b; Madari et al., 2005).

Do mesmo modo, os cátions são importantes na estabilização da MOS, pois eles servem de ponte entre os compostos orgânicos e as argilas. Sob condições de solos tropicais ácidos, o cátion que domina o complexo de troca é o Al^{3+}. No entanto, na maioria dos solos cultivados, as práticas de manejo da fertilidade, especialmente a calagem, fazem com que o Ca^{2+} seja o cátion predominante no complexo sortivo. Daí a importância de entender melhor o seu papel na estabilização da MOS. O Ca^{2+} atua na estabilização física, permitindo maior floculação das partículas do solo (Figura 15a), conseqüentemente melhorando a agregação, bem como leva a um aumento na condensação das moléculas orgânicas em decorrência do contrabalanceamento de cargas negativas em grupamentos funcionais da MOS (Figura 15b). Adicionalmente, o Ca^{2+} participa de pontes metálicas entre a MOS e os minerais das frações mais finas do solo (Muneer & Oades, 1989). Deve-se ressaltar, entretanto, que, em solos tropicais ácidos, sob condições naturais, o Al^{3+} é dos cátions mais abundantes e desempenha papel importante na agregação e na estabilização da MOS.

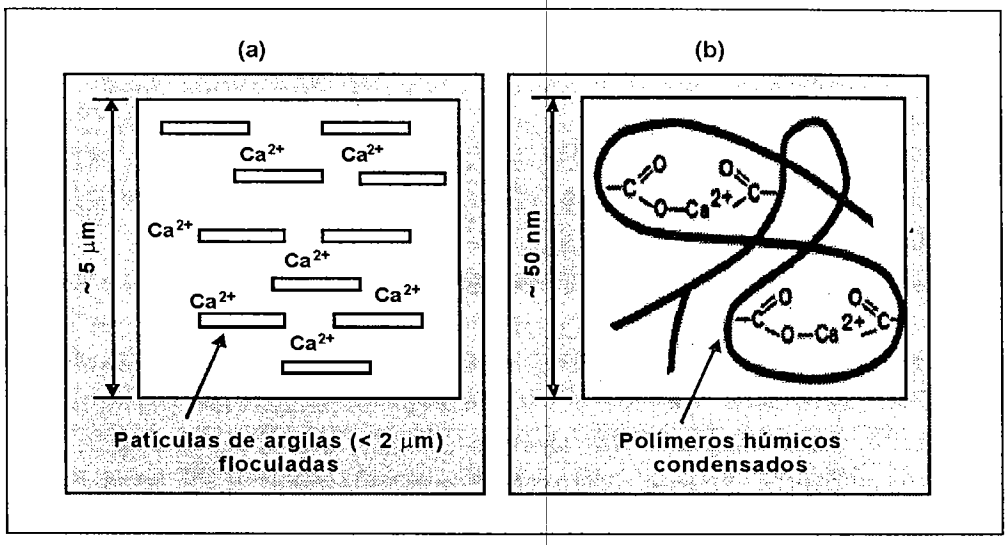


Figura 15. Modelo de floculação das partículas de argila do solo (a) e de condensação de moléculas orgânicas (b).
Fonte: Muneer & Oades (1989).

O efeito protetor dos agregados é tido como efetivo na preservação da MOS oclusa. Porém, deve-se lembrar que os mecanismos de estabilização não são mutuamente excludentes, e que esta proteção física é aditiva à proteção química e, ou, coloidal conferida à maioria das substâncias húmicas.

Estabilização Bioquímica

A estabilização bioquímica deve-se à complexa composição química dos compostos orgânicos. Essa complexidade pode ser inerente ao próprio resíduo vegetal adicionado ao solo (com por exemplo, alto teor de compostos fenólicos, lignina, taninos, etc.) ou aos processos de condensação e polimerização que ocorrem durante a decomposição dos

resíduos vegetais (humificação), tornando-os mais resistentes à decomposição. Grande variedade de compostos fenólicos são encontrados nos tecidos vegetais e nos solos (Martens, 2002). As plantas são a principal fonte de material orgânico para os solos e, depois da celulose, a lignina é o segundo constituinte mais abundante na maioria dos resíduos vegetais. A lignina é composta por monômeros de ácidos fenólicos que apresentam muitas ligações cruzadas a carboidratos e proteínas. De fato, os polímeros de lignina são compostos por unidades repetidas de coumaril, coniferil e sinapil álcoois (monolignóis ou unidades de fenilpropano). Por sua complexidade química, a lignina é apenas biodegradada parcialmente e, portanto, pode contribuir substancialmente para a MOS. A conversão microbiana desses ácidos fenólicos derivados de plantas (ou sintetizados por determinados fungos a partir de açúcares simples), seguida de sua complexação com aminoácidos, leva à formação de polímeros complexos, polidispersos e de coloração escura – as substâncias húmicas, contribuindo para a estabilização do C no solo (Stevenson, 1994). A estrutura complexa com grande diversidade de componentes das substâncias húmicas dificulta a ação das enzimas. Por exemplo, num período de um ano 12,7 % dos AH, e 29,2 % dos AF foram decompostos, enquanto de 44,3 a 51,3 % de outras frações hidrofílicas, que continham carboidratos e ácidos orgânicos de baixa massa molecular, foram decompostos. Sob condições semelhantes, 66 % da glicose adicionada foi convertida em CO_2 (Qualls et al., 2003). O tempo de meia-vida ($t_{½}$) estimado para os ácidos húmicos foi de 10 anos, suportando a hipótese que substâncias húmicas são bastante complexas e difíceis de ser decompostas por microrganismos e contribuem para a estabilização do C no solo (Qualls et al., 2003).

Embora os compostos fenólicos pareçam ter papel importante na formação da MOS, pouco se sabe em que magnitude eles contribuem para o processo de humificação. A matéria orgânica associada a agregados de maior tamanho (> 250 μm) de um solo mediterrâneo, cultivado por longo período com culturas anuais (principalmente milho), era mais nova, seus AH continham abundância de compostos derivados da lignina e sua origem estava fortemente ligada aos biopolímeros de plantas. Com o decréscimo do tamanho das partículas do solo, os AH passaram a conter mais unidades derivadas da lignina em estádios finais de oxidação, mais ácidos graxos originários de atividade microbiana e maior conteúdo de estruturas aromáticas não derivadas da lignina (Chefetz et al., 2002). Adicionalmente, também têm sido demonstrada forte relação entre a natureza química da fonte de lignina (pode-se saber se a lignina é derivada de plantas anuais ou de espécies florestais) e a natureza química dos AH formados (Nierop et al., 1999; Chefetz et al., 2002). Ainda, alterações na qualidade da MOS associada às frações silte e argila de solos sob diferentes usos podem estar relacionadas com mudanças na comunidade microbiana do solo, conforme sugerido por Dieckow et al. (2005a).

Os derivativos de lignina, que contêm ácidos, e os derivativos, que contêm aldeídos, são, geralmente, usados para acessar o estádio de degradação da lignina. O aumento da razão ácidos/aldeídos indica a predominância de estruturas em estádio mais avançado de oxidação de cadeias laterais pelos microrganismos. Estudos têm demonstrado que essa razão aumenta com a redução do tamanho dos agregados, sugerindo estádio mais avançado de oxidação da lignina, particularmente da MOS estabilizada junto à fração argila (Lehmann et al., 2001a; Chefetz et al., 2002).

Martens (2000) observou que resíduos vegetais com maiores teores de lignina levavam à formação de maiores quantidades de compostos fenólicos, tais como vanilina e ácido vanílico durante sua decomposição e isto estava correlacionado com a quantidade de C que permanecia no solo. Suporte adicional para a participação da lignina dos materiais vegetais na estabilização da MOS foi apresentado por Dijkstra et al. (2004), que demonstraram que os tratamentos com a planta que produziam litter com maiores teores de lignina, particularmente no sistema radicular, e que receberam N como fertilizante, foram os que mais favoreceram a estabilização do C mais velho (idade superior a cinco anos).

O incremento no teor de N em estádios mais avançados de decomposição pode resultar em incremento das taxas de acumulação de C em horizontes orgânicos de solos sob floresta por meio do decréscimo da respiração e decréscimo do C orgânico dissolvido (COD) (Michel & Matzner, 2002). A qualidade do material é alterada – de um litter mais fresco para outro mais decomposto – reduzindo, assim, as taxas de decomposição e aumentando a recalcitrância do material. No início da degradação do litter, a taxa de decomposição de compostos mais lábeis (como a celulose) pode ser positivamente correlacionada com o teor de N. Com a redução da celulose, a concentração de compostos mais recalcitrantes (como a lignina) aumenta, e o efeito do N na taxa de decomposição muda completamente. O N passa a atuar de forma a retardar a degradação da lignina. O efeito proporcionado pelo N varia entre espécies. Cada espécie mantém um limite máximo de contribuição de massa remanescente para constituição do húmus do solo (Berg, 2000). O efeito de retardamento da degradação pelo N pode ser explicado, principalmente, por dois mecanismos: o N reage com moléculas de baixo peso molecular e com ligninas remanescentes, dando origem a compostos aromáticos mais recalcitrantes (inclui SH), e, posteriormente, o N ligado a moléculas de baixa massa molecular pode suprimir a síntese de enzimas lignolíticas (Berg, 2000).

Espécies como milho contribuíram mais para acumulação de compostos fenólicos (um dos principais precursores das SH), como observado no estudo com grande número de espécies vegetais (Martens, 2002). Esses autores fizeram a extração de AH no solo tratado com diferentes resíduos culturais, observando incremento nos AH em relação ao solo sem resíduo nenhum (2,8 g kg^{-1}). No milho, o teor foi de 3,3 g kg^{-1} aos 29 dias e de 3,6 g kg^{-1} aos 84 dias de incubação do resíduo. A canola (baixo teor de ácidos fenólicos) apresentou teor de 2,8 g kg^{-1} aos 29 dias e de 2,0 aos 84 dias, indicando a ocorrência da degradação da MOS nativa (efeito "priming").

Aspectos Estruturais e Moleculares da Matéria Orgânica Estabilizada

Por muito tempo, acreditava-se que a estabilidade da MOS associada à fração argila estava relacionada com seu elevado caráter aromático (Stevenson, 1994). No entanto, nos últimos anos, principalmente com o avanço e uso mais generalizado das técnicas espectroscópicas, o foco das discussões a respeito da aromaticidade da MOS associada à fração argila tem sido alterado. Os modelos de estrutura moleculares mais recentes levam em consideração que estruturas alifáticas são de maior importância do que previamente pensado (Shulten & Leinweber, 2000). O uso de técnicas espectroscópicas,

particularmente a espectroscopia de ressonância magnética nuclear do ^{13}C (^{13}C-RMN), tem possibilitado a identificação de compostos mais alifáticos na fração argila (Schmidt et al., 2000; Rumpel et al., 2004; Dick et al., 2005; Dieckow et al., 2005a). Em condições temperadas, as técnicas de espectroscopia de ^{13}C-RMN têm sido usadas com freqüência nos estudos que avaliam a dinâmica da MOS, de modo a caracterizar sua composição e identificar praticas de manejo mais sustentáveis.

Em estudo da estrutura química da MOS em associações organominerais de um Podzol, constatou-se, que além de estruturas aromáticas, estruturas mais lábeis, como polissacarídeos, podem ser estabilizadas nas argilas (Schmidt et al., 2000). A mineralogia parece ter influência na composição da MOS associada à fração argila. Wattel-Koekkoek et al. (2001) avaliaram o efeito da mineralogia na quantia e composição de MOS a ela associada, empregando as técnicas de ^{13}C RMN e pirólise. A caracterização da MOS foi realizada em solos caulinitícos e esmectitícos de sete países. Não foram observadas alterações entre os teores de C orgânico na fração argila entre esses solos, indicando que os teores totais são independentes de sua mineralogia. Os resultados de pirólise e RMN indicaram que a MOS associada à caulinita é enriquecida por produtos de polissacarídeos, enquanto a MOS associada à esmectita apresentava muitas combinações aromáticas, apontando para uma diferenciação de mecanismos de ligação com o complexo orgânico. A intensidade dos picos de C aromático (média de amostras de solos de cinco países) da MOS associada à fração argila, extraída com NaOH para solos cauliníticos, foi de 10 % e, para solos esmectíticos (MOS extraída com $Na_4P_2O_7$), foi de 31,7 %. Utilizando as mesmas condições de extração, os solos cauliníticos apresentaram 17,6 % de C-alquil, 61,3 % de C-O-alquil e 11,1 % de C-carbonil, enquanto os solos esmectíticos apresentaram 14,8 % de C-alquil, 33,7 % de C-O-alquil e 20,7 % de C-carbonil. A MOS associada a ambas as argilas foram dominadas por componentes alifáticos como alcanos e alcenos. Segundo esses autores, os diferentes tipos de minerais de argila, com seus respectivos mecanismos de interação, preservam tipos distintos de compostos orgânicos.

A carga e a superfície disponível do mineral exercem papel crucial na retenção da MOS, o que foi constatado por meio de análises de regressão entre a CTC gerada somente pelos minerais e a atividade do ^{14}C. Isso evidencia que argilas com alta CTC podem estabilizar a MOS por meio de, por exemplo, pontes catiônicas, resultando em maior tempo médio de residência. Outros atributos correlacionam-se negativamente com a atividade do ^{14}C, como o C-aromático e C-carbonil, analisados via ^{13}C-RMN (Wattel-Koekkoek & Buurman, 2004).

Parte da contribuição de compostos alifáticos pode ser também advinda, por exemplo, de lipídios. De acordo como Stevenson (1994), em isolados de ácidos húmicos e fúlvicos, têm sido encontrados componentes lipídicos de vários tipos, como alcanos e ácidos graxos de cadeia longa. Esse autor destaca ainda que solos ácidos apresentam teores mais elevados de compostos alifáticos, como lipídios, os quais tanto poderiam resultar da inabilidade de microrganismos em decompor completamente os lipídios que ocorrem como remanescente de plantas, ou de quantidades maiores de lipídios sintetizadas pelos microrganismos. Como, em média, uma célula bacteriana contém de 5 a 10 % de lipídios

e as células fúngicas normalmente contêm maiores teores de lipídios, de 10 até 25 %, os fungos, população predominante em condições de solos ácidos, poderiam estar contribuindo com maiores adições de material lipídico. De fato, Chefetz et al. (2002) encontraram que os AH de um solo mediterrâneo apresentavam elevada abundância de ácidos graxos C16 e C15 ramificados relativos aos C18, C20 e C22, sugerindo que sua origem estava ligada a material de natureza cuticular dos resíduos da parte aérea de vegetais e produtos residuais da atividade microbiana. Em solo sob cultivo de plantas anuais, predominaram picos de ácidos graxos, enquanto, em solo sob floresta, predominaram picos derivados da lignina (Nierop et al., 1999), indicando, novamente, que os compostos derivados da lignina podem apresentar papel fundamental na estabilização da MOS em solos cultivados com eucalipto.

Nos estudos realizados por Schmidt et al. (2000), a fração argila apresentou 31 % de C-O alquil, provavelmente como polissacarídeos, de modo que a fração argila (constituída em sua maior parte por oxihidróxidos) teve proporção grande de C de polissacarídeo em relação ao C aromático. A presença de polissacarídeos lábeis foi atribuída por esses autores à decomposição microbiana da MOS sorvida e subseqüente acumulação de remanescentes microbianos.

A utilização de técnicas de ^{13}C -RMN em agroecossistemas tropicais tem possibilitado alguns avanços nos estudos de MOS realizados no Brasil. Seis Latossolos brasileiros foram avaliados quanto à composição química da MOS por Dick et al. (2005), e constatou-se que o sinal mais pronunciado ocorreu na região de 45–110 ppm, o qual é relativo ao C-O alquil. A intensidade dos sinais dessa região no horizonte A variou de 28–38 %; o segundo grupo mais abundante foi o C-alquil, 24–30 %, compreendendo grupos metilenos de lipídios e aminoácidos; seguindo-se do C-aromático, 11–14 % e C-carboxil, 9–12 %. De acordo com a distribuição da intensidade dos sinais, pôde-se observar que a MOS global desses Latossolos é caracterizada como sendo de baixa aromaticidade, o que também foi constatado por González-Pérez et al. (2004). Dick et al. (2005) atribuíram essa preservação de estruturas C-O-alquil às interações organominerais. No entanto, no horizonte A, os maiores teores de C-fenólico (140–160 ppm) foram observados para os solos sob floresta em relação aos solos sob pastagem nativa. Esses autores ainda ressaltaram, com base na RMN do ^{15}N, que a maior parte do N foi detectado na região amida (220–280 ppm), que C-alquil da MOS em Latossolos seria dominada em maior intensidade por componentes com cadeias alquil curtas, como peptídeos, do que por longas estruturas parafínicas.

Foi constatado por Rumpel et al. (2004), em solos ácidos sob floresta, que as frações de 2–0,02 μm, e < 0,2 μm, oriundas do horizonte A de um Cambissolo distrófico apresentaram 39 e 34 % de C-alquil, respectivamente, e C-O- alquil 42 e 43 %. A mesma tendência foi observada para o horizonte Aeh de um Podzol háplico; nas frações de 2–0,02 μm, e < 0,2 μm, a contribuição foi de 63 e 55 % de C-alquil, respectivamente, e 23 e 28 % de C-O- alquil. No Cambissolo distrófico, a contribuição do C- alquil foi atribuída ao fato de que: (a) o material alifático via litter de raiz, que é de grande importância nestes solos, é estabilizado e, ou; (b) este material alifático é derivado microbiano e se acumula como resultado de decomposição crescente da MOS. O C-alquil pode ainda,

segundo Stevenson (1994), advir de compostos de serapilheira de plantas preservados seletivamente, como biopolímeros alifáticos de cutina e suberina, conforme também sugerido por Chefetz et al. (2002).

Da mesma forma, os minerais que constituem a fração argila podem atuar de forma diferenciada na estabilização da MOS, fazendo com que a composição química da MOS estabilizada possa ser influenciada pelo mineral predominante na fração argila. Solos com predomínio de caulinita revelam uma contribuição dos compostos alifáticos superior àquela de solos esmectitícos (Wattel-Koekkoek et al., 2001). A MOS associada aos oxihidróxidos de Fe e Al tem sido descrita por ser dominada por constituintes alifáticos e O-alquil, evidenciando a menor abundância de entidades aromáticas (Baldock et al., 1992).

A quantidade de COT estabilizado no solo depende grandemente da atuação dos mecanismos descritos anteriormente. Logo, o incremento no aporte de material orgânico ao solo não resulta, necessariamente, em acréscimos lineares e ilimitados nos teores de COT. Existe um máximo que pode ser alcançado em cada solo (Figura 16), que depende das características físico-químicas e da atuação de mecanismos que facilitem sua estabilização bioquímica (Six et al., 2002a). Por exemplo, após 17 anos de cultivo de um Argissolo sob sistema plantio direto, nos tratamentos com rotação de culturas e elevado aporte de resíduos, a fração argila apresentava sinais de saturação da capacidade de retenção de C orgânico na camada mais superficial no solo (0–2,5 cm) (Dickow et al., 2005d).

Cada um dos mecanismos (físico, químico e bioquímico) apresenta um limite na sua faixa de atuação. Como a textura e a mineralogia do solo são atributos que dificilmente podem ser modificados, práticas de manejo adequadas irão contribuir para aumentar a estabilização física (como: plantio direto *versus* plantio convencional) e bioquímica (como: uso de espécies leguminosas com alta capacidade de fixação biológica de N_2 e de espécies com alto teor de compostos lignificados). A capacidade máxima de um solo armazenar C pode ser limitada pela disponibilidade de área superficial dos minerais no solo, principalmente de oxihidróxidos (Wiseman & Putmann, 2006). Em solos ácidos, Kleber et al. (2005) ressaltaram que a capacidade da matriz mineral proteger a MOS contra decomposição poderia ser expressa como variável da abundância de minerais em formas amorfas.

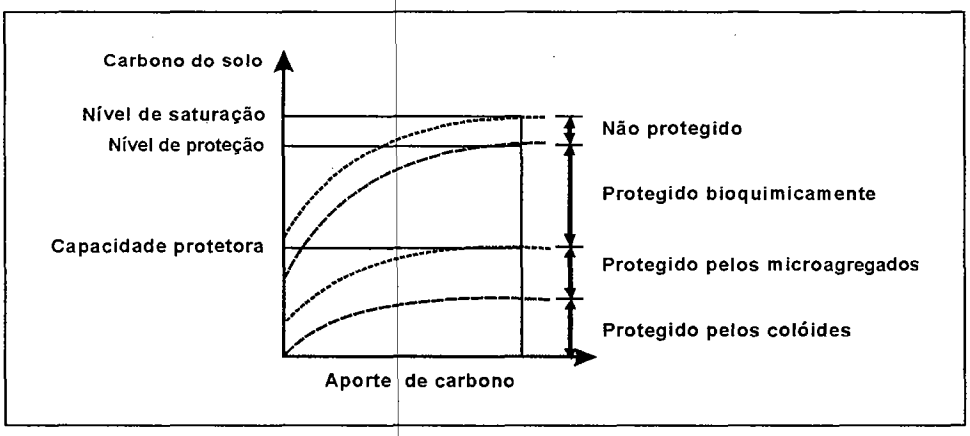


Figura 16. Capacidade de proteção do solo e mecanismos de estabilização da matéria orgânica do solo.
Fonte: Six et al. (2002a).

PROPRIEDADES DO SOLO INFLUENCIADAS PELA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

Apesar de sua pequena proporção em relação à massa total de solos minerais tropicais, a MOS desempenha grande influência sobre várias propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e exerce várias funções nos ecossistemas terrestres. No entanto, é bastante difícil separar qual característica do solo é mais influenciada pela MOS, visto que há grande interação entre elas. Dessa forma, muitas das variações das propriedades de determinado solo são mais influenciadas, não somente pelo efeito direto da quantidade e qualidade da MOS, mas também pelo produto das interações entre os diversos componentes do sistema.

Propriedades Químicas

Poder Tampão

No ambiente, a MOS funciona como ácido fraco, agindo como par conjugado ácido/base. A diversidade química dos componentes da MOS está relacionada com sua diversidade de grupamentos funcionais, fazendo com que a MOS tenha ação tamponante numa ampla faixa de pH do solo. Vários trabalhos têm ressaltado a maior influência da MOS sobre o poder tampão do solo em comparação com a fração argila (James & Riha, 1986; Curtin et al., 1996; Starr et al., 1996). Mendonça et al. (2006), trabalhando com solos do Cerrado brasileiro, avaliaram o poder tampão por meio de equações de regressão ajustadas a dados de titulação do solo com solução de NaOH e incubação com $Ca(OH)_2$ (Quadro 10). O maior poder tampão medido com $Ca(OH)_2$ foi decorrente da reação do Ca^{2+} com os grupamentos carboxílicos dos ácidos fúlvicos; no solo argiloso, os ácidos húmicos e fúlvicos mostram-se igualmente importantes e, no solo textura média, os ácidos fúlvicos foram mais importantes como componente do poder tampão desses solos (Mendonça et al., 2006). A diferença foi fortemente correlacionada com os teores de COT (r = 0,99***). Nesse estudo, observou-se que cerca de 30 % do Ca aplicado foi complexado com a MOS, em formas não-trocáveis e ocupando parte dos sítios carboxílicos da MOS anteriormente complexados com Al de sítios de troca da fração argila. O poder tampão da MOS, quando medida com $Ca(OH)_2$, foi de 0,11 $cmol_c\ kg^{-1}\ pH^{-1}$.

Dessa forma, a adição de MO resultará em aumento ou redução do pH do solo, dependendo da predominância dos processos que consomem ou liberam H^+ (veja capítulo V). O aumento do pH pode ser decorrência de alguns processos: (a) redução da atividade de H^+ resultante, principalmente, da liberação de cátions metálicos; (b) mineralização de formas orgânicas de N; (c) denitrificação; e (d) descarboxilação dos ácidos orgânicos (Yan et al., 1996; Pocknee & Sumner, 1997). Em solos alcalinos, espera-se que o efeito seja o contrário, ou seja, ocorra redução do pH em decorrência da influência da MOS sobre o aumento na concentração do CO_2 durante o processo de decomposição/mineralização, contribuindo para aumentar a concentração de ácido carbônico ($CO_2 + H_2O \leftrightarrow H_2CO_3$) e a subseqüente dissociação do ácido carbônico ($H_2CO_3 \leftrightarrow HCO_3^- + H^+$).

Quadro 10. Equações de regressão entre pH ($\hat{y}$) e quantidade de $Ca(OH)_2(x)$, em $cmol_c\ kg^{-1}$ de solo, para valores de pH menor do que 6,5, poder tampão medido com $Ca(OH)_2$ e NaOH e diferença do poder tampão medido na titulação com NaOH e incubação com $Ca(OH)_2$

Solo	Horizonte	Equação	R^2	PTCa[1]	PTNa[2]	ΔPT[3]
LV	A1	$\hat{y}$ = 5,256 + 0,255 x	0,98	3,92	1,34	2,58
	A3	$\hat{y}$ = 5,463 + 0,304 x	0,96	3,29	1,17	2,12
	B1	$\hat{y}$ = 5,218 + 0,375 x	0,96	2,67	1,10	1,57
	B2	$\hat{y}$ = 4,986 + 0,707 x	0,98	1,44	0,93	0,48
LE	A1	$\hat{y}$ = 5,153 + 0,530 x	0,99	1,89	0,87	1,02
	A3	$\hat{y}$ = 5,457 + 0,597 x	0,96	1,67	0,66	1,01
	B1	$\hat{y}$ = 5,155 + 0,928 x	0,99	1,08	0,52	0,56
	B21	$\hat{y}$ = 5,132 + 1,334 x	0,99	0,75	0,47	0,28
	B22	$\hat{y}$ = 4,614 + 1,961 x	0,98	0,51	0,38	0,13

[1] PTCa: poder tampão medido com $Ca(OH)_2$. [2] PTNa: poder tampão medido com NaOH. [3] ΔPT: diferença do poder tampão medido com $Ca(OH)_2$ e com NaOH.
Fonte: Mendonça et al. (2006).

Em solos ácidos, tem-se observado o aumento do pH com a adição de materiais orgânicos, tais como: esterco fresco (suíno e bovino, principalmente) e camas de aviário. Aumento do pH do solo pela utilização de extratos vegetais tem sido documentado na literatura, especialmente aqueles oriundos de adubos verdes. As espécies mais efetivas apresentam maiores teores de cátions e ácidos orgânicos de baixa massa molecular na fração C orgânico solúvel (COS). Estes últimos são capazes de consumir H^+ da solução do solo mediante a protonação dos grupamentos funcionais, refletindo potencial efetivo em minimizar a acidez do solo (Franchini et al., 1999; Miyazawa et al., 2000; Franchini et al., 2003). Resíduos de nabo forrageiro foram mais eficientes em aumentar o pH na camada de solo de 0–25 cm, em comparação aos resíduos de ervilhaca e aveia, o que foi atribuído à capacidade de neutralização do H^+ e, ainda, ao incremento dos teores de Ca e Mg no solo, provenientes dos resíduos (nabo forrageiro> aveia ~ ervilhaca) (Amaral et al. (2004).

Efeitos do tamponamento da acidez em Latossolo Bruno alumínico câmbico (61 % de argila) sob SPD durante 21 anos foram investigados por Ciotta et al. (2002). Nesse estudo, o pH do solo sob SPD apresentou reduções de 0,2 a 0,4 unidade em relação ao sistema convencional (SC), o que foi atribuído ao aumento na força iônica da solução do solo e à utilização de fertilizantes nitrogenados de reação ácida aplicados nas camadas mais superficiais do solo no SPD. Entretanto, o acúmulo de COT e COS proporcionado pelo SPD diminuiu o efeito tóxico do Al^{3+} às plantas em razão da sua complexação. Adicionalmente, a elevada contribuição de Ca, Mg e K no SPD aumentou a saturação por bases, contribuindo para um rendimento de grãos 22 % superior ao das culturas no SPD que no SC. Os aspectos relacionados com a complexação de cátions serão abordados mais adiante.

Capacidade de Troca Catiônica

Há muito tempo se reconhece a importância da MOS para a CTC dos solos, contribuindo com 20–90 % da CTC das camadas superficiais de solos minerais e, praticamente, toda a CTC de solos orgânicos. Em solos tropicais, com cargas predominantemente variáveis, dependentes de pH, em estádio avançado de intemperismo, com a fração argila dominada por caulinita e oxihidróxidos de Fe e Al, a contribuição da MOS é maior, principalmente quando em baixos teores de argila (veja capítulo IV). Se for considerado que grande parte dos sítios de reação da MOS está ocupada por metais e ligação com os colóides inorgânicos do solo, a contribuição da MOS para a CTC efetiva é, freqüentemente, menor do que a teoricamente possível, quando comparada com as cargas totais dos grupamentos carboxílicos e fenólicos. Mesmo nessas condições, quando se estima a CTC de Latossolos como variável do teor de COT e da fração argila por meio de equações de regressão, dada a insignificante contribuição da fração argila, seu coeficiente de regressão pode ser negativo (Mendonça & Rowell, 1996).

$$\hat{y} = 0{,}482 + 0{,}363\ x_1 - 0{,}003\ x_2 \qquad R^2 = 0{,}82$$

em que $\hat{y}$ = CTC ($cmol_c\ kg^{-1}$); x_1 = teor de COT ($dag\ kg^{-1}$); x_2 = teor de argila ($dag\ kg^{-1}$)

Comparando os coeficientes dessa equação, pode-se determinar que o COT é 121 vezes mais importante que a fração argila como responsável pela CTC do solo.

Verificando o efeito da elevação do pH sobre o desenvolvimento de cargas de Latossolos do Cerrado, Mendonça et al. (2006) estabeleceram a seguinte equação:

$$\hat{y} = -0{,}0636 + 0{,}767\ x_1 + 0{,}00486\ x_2 \qquad R^2 = 0{,}97$$

em que $\hat{y}$ = habilidade do solo em desenvolver carga negativa ($cmol_c\ kg^{-1}\ pH^{-1}$);

x_1 = teor de COT ($dag\ kg^{-1}$); x_2 = teor de argila ($dag\ kg^{-1}$)

Utilizando os coeficientes de regressão como indicativo da habilidade de cada quilo de solo desenvolver carga negativa por unidade de aumento de pH, verifica-se que cada grama de COT nesses solos contribui com 0,77 $cmol_c\ kg^{-1}$ de carga negativa. Por outro lado, a contribuição de cada grama da fração argila é de 49 $\mu mol_c\ kg^{-1}$. Assim, a contribuição do COT é de 157 vezes maior que a contribuição da fração argila.

Considerando que os grupamentos reativos da MOS estão, em grande parte, nas substâncias húmicas e que 80 % da fração humina está complexada com a fração mineral, a habilidade do solo em desenvolver carga negativa correlaciona-se fortemente com os ácidos húmicos e fúlvicos, r = 0,98** e 0,99**, respectivamente. Os autores ajustaram equação entre a habilidade do solo em desenvolver carga negativa por unidade de pH ($\hat{y}$) e a percentagem da fração ácidos fúlvicos (X_1) e ácidos húmicos (X_2) para amostras de Latossolos:

$$\hat{y} = 0{,}01 + 2{,}60\ x_1 + 1{,}21\ x_2 \qquad R^2 = 0{,}97^{**}$$

Os coeficientes da equação mostram que os ácidos fúlvicos contribuem com o desenvolvimento de carga negativa equivalente a 2,15 vezes a contribuição dos ácidos húmicos. Esses dados indicam que grande parte das cargas negativas desenvolvidas com a calagem nos Latossolos é decorrente da dissociação dos grupamentos reativos (principalmente carboxílicos) dos ácidos fúlvicos. No entanto, Mendonça et al. (2006) verificaram que parte substancial (20-30 %) do Ca^{2+} + Mg^{2+} proveniente do calcário é consumida em reações que não envolvem apenas troca catiônica, mas, sim, forte complexação por sítios da MOS. Essas bases fortemente complexadas pela MOS podem, potencialmente, não estar prontamente disponíveis para as plantas.

A CTC do solo pode ser aumentada em sistemas de manejo que proporcionem o incremento dos estoques de COT (Figura 17). Conseqüentemente, sistemas que contribuem com o aporte e manutenção da MOS, tal como o SPD (Ciotta et al., 2003; Bayer et al., 2003), e sistemas cultivados com cana-de-açúcar com aplicação de vinhaça e, ou, manutenção do resíduo de cana em cobertura (Canellas et al., 2003), são os que apresentam maior CTC em comparação ao mesmo solo com sistemas de manejo menos conservacionistas.

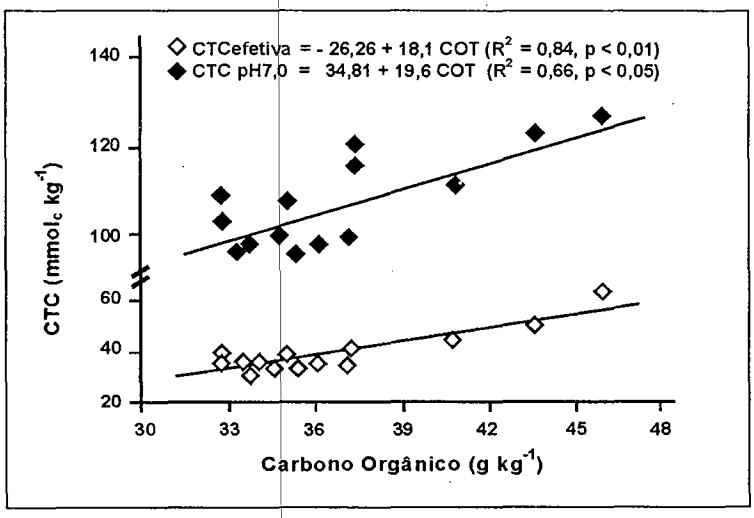


Figura 17. Relação entre CTC efetiva e a pH 7,0 e o teor de C orgânico total (COT) de um Latossolo Bruno.
Fonte: Ciotta et al. (2003).

Complexação de Metais

A presença de vários grupamentos funcionais na MOS possibilita sua reação com os metais. Os principais sítios de complexação são os grupamentos carboxílicos e fenólicos. As interações possíveis entre o complexante e os metais podem ter a forma de uma reação de adsorção catiônica via atração eletrostática (esfera externa, mantendo a camada de hidratação), como as entre os grupamentos carboxílicos carregados negativamente (dissociados) e um cátion monovalente, ou interações mais complexas em que ligações de coordenação (esfera interna, perdendo a camada de hidratação e estabelecendo ligação covalente diretamente com a superfície do ligante) com os ligantes orgânicos são formadas (Figura 18). Características do metal, tais como valência e

tamanho do raio hidratado, eletronegatividade e polarizabilidade (Sparks, 1995); características da molécula orgânica, tais como densidade e tipo de grupamentos reativos, localização dos grupamentos reativos na molécula e tamanho da molécula, e características da solução, tais como pH, forca iônica e temperatura, terão grande influência sobre a ocorrência e predominância de determinado mecanismo e sua estabilidade.

A ordem decrescente de afinidade dos grupamentos dos compostos orgânicos com os íons metálicos é aproximadamente a seguinte:

-O- >	$-NH_2$ >	-N=N- >	=N >	$-COO^-$ >	-O- >	C=O
Alcóolico	Amino	Azo	N anel	carboxilato	éter	carbonila

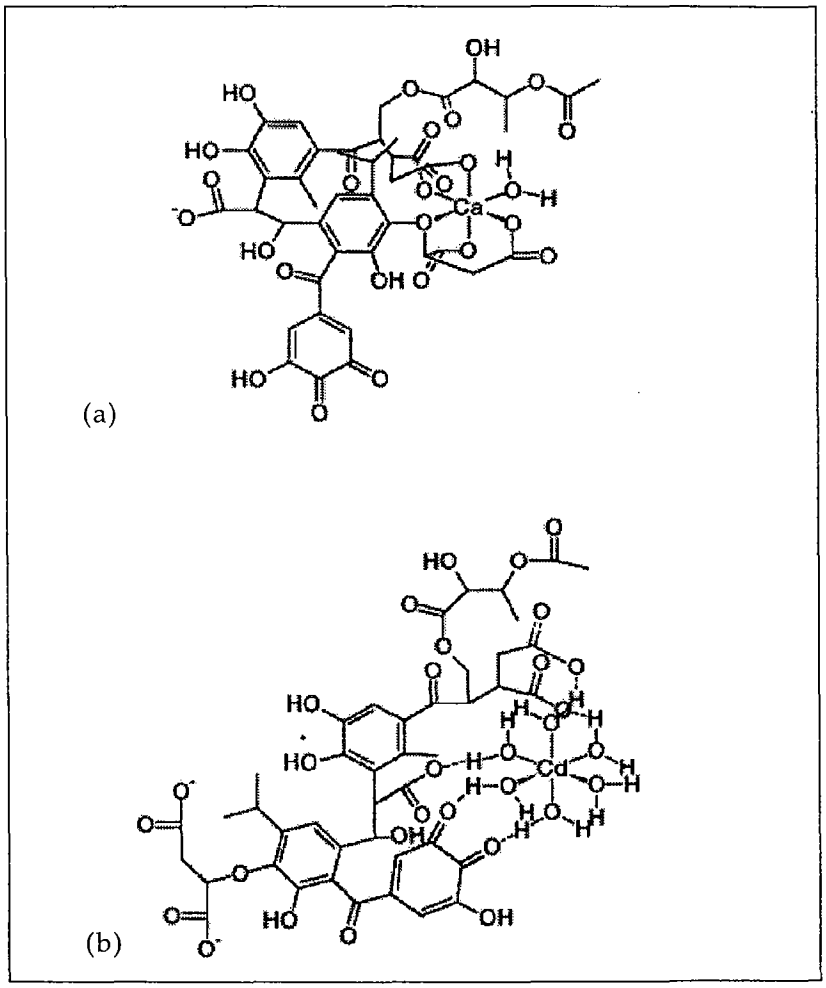


Figura 18. Modelo estrutural de complexo de esfera interna (ligação covalente, exemplificada para Ca^{2+}) (a) e esfera externa (adsorção eletrostática, exemplificado para Cd^{2+}) (b).
Fonte: Sparks (1995).

Com o aumento do pH ocorre dissociação dos grupamentos funcionais dos compostos orgânicos, acarretando aumento da estabilidade do complexo organometálico (Quadro 11). A constante de estabilidade aumenta do Mg^{2+} para o Cu^{2+}, com o Fe^{3+} e Al^{3+} apresentando ligações ainda mais fortes.

Compostos orgânicos simples, com apenas um grupamento reativo, dificilmente conseguirão formar complexos estáveis, visto que a principal reação envolvida é por meio do efeito ácido (H^+) ou atração eletrostática. Da mesma forma, cátions monovalentes são ligados aos compostos orgânicos por ligações muito fracas (Figura 19a). Como as reações ocorrem na solução do solo, em geral, os metais se apresentam na forma hidratada, ligações de co-adsorção são muito comuns na natureza (Figura 19b). A diferença entre as figuras 19c e 19d são marcantes quanto à estabilidade dos compostos. Apesar de estarem presentes apenas ligações covalentes (Figura 19c), há formação de complexo e a Figura 19d indica que há formação de dois tipos de quelatos. A possibilidade de um composto orgânico formar complexos por meio de um desses dois tipos de mecanismos é fundamental para determinar sua afinidade por um metal.

A formação de quelatos pode ser descrita como uma reação de equilíbrio entre um íon metálico e um agente complexante, no caso orgânico, caracterizada por mais de uma ligação (exemplo, eletrostática ou covalente), resultando na formação de uma estrutura de anel, estando o metal incorporado à estrutura. Dessa forma, há necessidade de que o metal e o composto orgânico apresentem mais de uma possibilidade de ligação. Se imaginar o mesmo grupo de reações envolvendo um quelato formado com a participação de dois grupamentos carboxílicos, formando anel de sete lados, é menos estável do que um quelato formado com a participação de um grupamento carboxílico e um fenólico -

Quadro 11. Constantes de estabilidade do complexo metal-ácido fúlvico

Metal	-log k			
	pH 3,0		pH 5,0	
	VC1[1]	TI	VC	TI
Cu^{2+}	3,3	3,3	4,0	4,0
Ni^{2+}	3,1	3,2	4,2	4,2
Pb^{2+}	2,9	2,8	4,2	4,1
Ca^{2+}	2,6	2,7	4,1	4,0
Zn^{2+}	2,4	2,2	3,7	3,6
Mn^{2+}	2,1	2,2	3,7	3,7
Mg^{2+}	1,9	1,9	3,2	2,1
Fe^{3+}	6,1	-	-	-
Al^{3+}	3,7	3,7	-	-

[1] VC: método de titulação contínua; TI: método de troca iônica.

Fonte: Adaptado de Schnitzer & Kahn (1972).

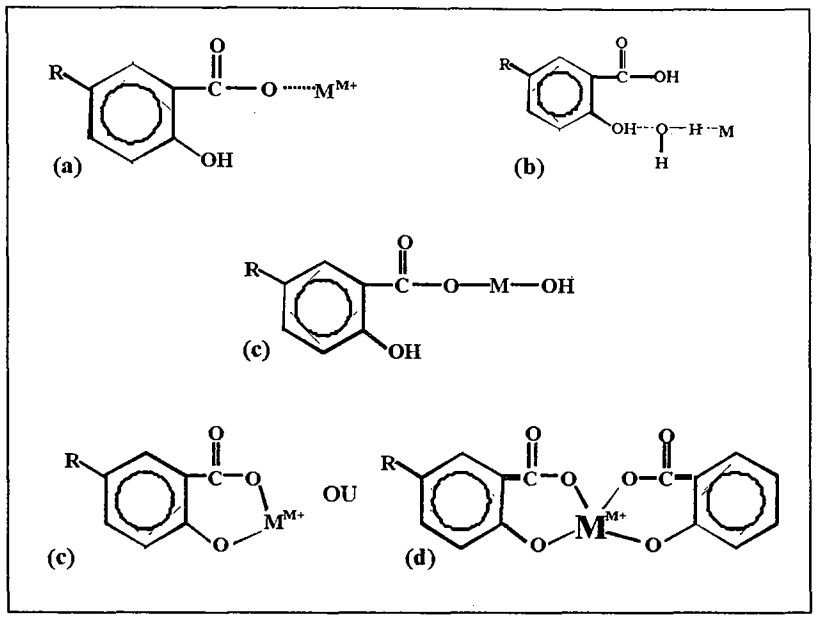


Figura 19. Mecanismos de interação entre compostos orgânicos e metais. Ligação eletrostática (a), co-adsorções (b), complexação (c) e formação de quelato (d).

OH, formando anel de seis lados. A ordem decrescente da habilidade do íon metálico de formar quelato é aproximadamente a seguinte:

$$Fe^{3+} > Al^{3+} > Cu^{2+} > NI^{2+} > Co^{2+} > Zn^{2+} > Fe^{2+} > Mn^{2+}$$

As reações de complexação e quelação de metais pela MOS têm papel importante em vários processos no solo, a saber: no intemperismo, na disponibilidade de nutrientes (especialmente micronutrientes catiônicos) e de outros metais e nos aspectos ambientais do solo. Quando a relação substância húmica/metal é alta, o complexo é solúvel em água. Dessa forma, por meio da dissolução da fração mineral, há liberação de mais íons metálicos. Outra conseqüência pode ser o aumento da disponibilidade de determinado metal. Contudo, quando a relação substância húmica/metal é baixa, o complexo não fica solúvel em água, diminuindo sua disponibilidade para as plantas. Complexos organometálicos envolvendo ácidos fúlvicos geralmente são de maior solubilidade e mobilidade no solo que aqueles envolvendo ácidos húmicos.

As frações de C que interagem com os metais constituem uma gama de ácidos orgânicos de massa molecular bastante variável, como polifenóis, ácidos alifáticos, aminoácidos, ácido cítrico, oxálico, málico, além de ácidos fúlvicos e húmicos. O tamanho da molécula orgânica é muito importante nesse processo. Isso fica evidente no caso do transporte de micronutrientes catiônicos no solo por fluxo difusivo (FD; Veja capítulo IV): enquanto ácidos orgânicos de baixa massa molecular (AOBMM), tal como citrato, são capazes de formar complexos com Cu, Fe, Zn e Mn e favorecer sua difusão no solo (Pegoraro et al., 2005); a presença de concentrações mais elevadas de ácidos húmicos (elevada massa molecular) reduz o FD de Cu, por exemplo.

Dessa forma, é evidente que, sob condições de uso e, ou, manejo do solo em que a adição de resíduos é mais freqüente e em maior quantidade (Sá et al., 2001; Ciotta et al., 2002; Dieckow et al., 2005b), e, ou, a MOS se encontra num estádio menos avançado de decomposição (Bayer et al., 2003a), tal como é freqüentemente observado no SPD com rotação de culturas, esta pode contribuir para melhorar a disponibilidade de micronutrientes. De fato, Pegoraro et al. (2006a) observaram que a aplicação de resíduos da parte aérea de feijão guandu e milheto ao solo aumentou o FD dos micronutrientes catiônicos, que se mantiveram menos susceptíveis a reações de precipitação induzidas pela calagem (Pegoraro et al., 2006b). Possivelmente, a melhora no FD de alguns micronutrientes por compostos orgânicos não é o resultado apenas do aumento no seu transporte atribuído à formação de complexos organometálicos *per se*. Outros estudos têm demonstrado que alguns ácidos orgânicos e compostos fenólicos solúveis participam em reações de oxiredução, contribuindo para aumentar a solubilidade de Mn no solo (Hue et al., 2001), o que favorece o aumento do gradiente de concentração e o FD.

Além dos micronutrientes catiônicos, a manutenção dos resíduos em superfície e o cultivo de adubos verdes em sistema de rotação de culturas contribuem para melhorar as condições químicas do solo em superfície e, mais importante talvez, em subsuperfície. Tem-se observado que vários adubos verdes apresentam concentrações significativas de AOBMM (Franchini et al., 1999; Carvalho, 2003; Amaral et al., 2004) e que estes, quando liberados no solo são capazes de formar complexos solúveis, estimulando a movimentação de cátions básicos, como Ca e Mg em profundidade, melhorando o ambiente químico para o crescimento radicular (Franchini et al., 2003). Tal fato é ilustrado na Figura 20, onde se observa que ocorreu maior crescimento radicular do milho quando a calagem foi associada à aplicação de extratos de aveia e nabo, em razão do aumento do pH e do teor de Ca e diminuição do teor de Al trocável até, aproximadamente, 20 cm de profundidade. Por outro lado, o extrato de trigo não alterou a acidez das camadas subsuperficiais do solo, nem melhorou o crescimento de raiz (Franchini et al., 2001). Lange et al. (2006) observaram movimentação de Ca em profundidade quando o calcário foi aplicado em superfície, mas não encontraram efeito significativo nessa movimentação quando se aplicaram doses crescentes (0 a 12 t ha^{-1}) de palha de milho em superfície. Isso evidencia que a qualidade do material utilizado (espécie, idade de manejo, dose, etc.) influi bastante na magnitude da movimentação do Ca em profundidade.

A habilidade de determinados AOBMM formar complexos estáveis com formas monoméricas de Al na solução do solo, principalmente Al^{3+} (Franchini et al., 1999), é outro fator importante a ser destacado. Embora sendo solúveis, estes complexos têm-se mostrado não-tóxicos às plantas (Ma et al., 1997; Kochian et al., 2004). Dessa forma, a participação ativa dos compostos orgânicos em solos sob SPD pode ser uma das razões pela qual as respostas à calagem não têm sido observadas e, quando ocorrem, são de pequena magnitude (Caires et al., 2003a,b, 2004, 2006). Em estudos de campo, verificou-se que a incorporação de calcário e o calcário aplicado em superfície tiveram a mesma eficiência na elevação do pH, dos teores de Ca e Mg trocáveis e da saturação por bases, promovendo menor saturação por Al trocável. Um dos motivos atribuídos pelos autores para esses resultados está relacionado com o fato de os resíduos orgânicos liberarem,

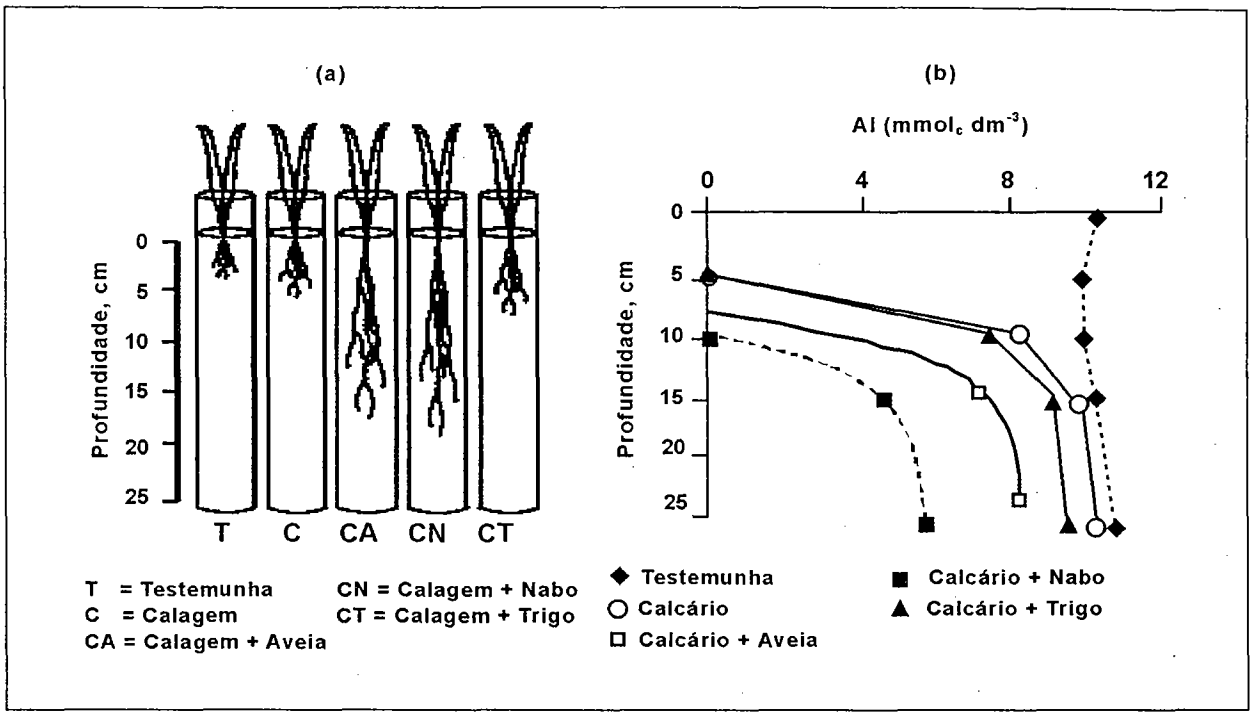


Figura 20. Efeito da aplicação do calcário na superfície do solo no crescimento de raiz (a) e no teor de Al trocável (b).

Fonte: Franchini et al. (2001).

durante a decomposição, compostos orgânicos hidrossolúveis, dos quais se originam os ligantes orgânicos que formam complexos de carga neutra com o Ca e Mg, favorecendo sua movimentação no sistema em que o calcário não é incorporado, além de favorecer a diminuição do teor de Al trocável (Ciotta et al., 2004). No entanto, os resultados nessa área ainda não são conclusivos, pois, em outros estudos, não tem sido observada melhoria significativa na correção da acidez em subsuperfície, quando da aplicação de calcário em superfície na presença de resíduos vegetais (Amaral et al., 2004; Caires et al., 2006).

A eficiência de ácidos orgânicos na complexação do Al é determinada pela estabilidade do complexo orgânico formado. Dentre as características dos ácidos, destacam-se: a constante de estabilidade (pK) dos complexos Al-L (L = ligante orgânico); pK > 4,5 forma complexos fortes; pK entre 4,5 e 2,5 forma complexos moderados e pK < 2,5 forma complexos fracos (Miyazawa et al., 2000). A redução da toxidez por Al pode ocorrer pela hidrólise decorrente do aumento do pH e da complexação por ácidos orgânicos.

A eficiência dos ácidos orgânicos em complexar o Al foi avaliada por Franchini et al. (1999), que observaram que o citrato foi mais eficiente em complexar o Al que o succinato, o que está relacionado com as constantes de estabilidade obtidas para esses complexos, Al + citrato, -log Ks = 7,4 e Al + succinato, -log Ks = 3,1. Nas soluções com citrato acima de 90 % do Al estava em compostos orgânicos, na solução com succinato o Al estava, predominantemente, na forma monomérica.

Entretanto, a produção desses ácidos orgânicos varia com a espécie de adubo verde, como exemplo; resíduos de aveia preta tiveram como AOBMM predominante o ácido transaconítico, a ervilhaca, o ácido málico, e o nabo forrageiro, os ácidos cítrico e málico (Amaral et al., 2004). Carvalho (2003) também observou grande variação no tipo e teor de ácidos orgânicos em várias espécies vegetais, incluindo algumas usadas como adubos verdes. Os teores de ácidos orgânicos também variam com a idade das plantas, sendo menores em plantas mais velhas, especialmente após a fase de florescimento (Franchini et al., 2003). Além da qualidade e quantidade, a continuidade da adição desses resíduos é fator importante no seu manejo para que se obtenham os benefícios deles oriundos. Embora a meia-vida ($t_{1/2}$) dos AOBMM no solo seja bastante curta, variando de horas a poucos dias (Jones, 1998; Andrade, 2004), deve ser levado em conta que a adição contínua de resíduos via parte aérea ou sistema radicular deve contribuir para manter sua concentração na solução do solo. Tal adição é mais bem distribuída temporalmente em solos sob florestas, sistemas agroflorestais e mesmo em solos sob SPD, onde a manutenção dos restos culturais em superfície, a não-destruição dos agregados do solo e a não fragmentação do sistema radicular contribuem para sua incorporação mais lenta ao solo.

Adicionalmente, deve-se ter em mente que esses compostos orgânicos envolvidos em fenômenos de complexação de metais são tanto oriundos da decomposição de resíduos vegetais, como da exsudação via sistema radicular, de modo que as reações ocorrem em maior magnitude na rizosfera. Como exemplo, a redução da fitotoxidez pelo Al^{3+} é mais intensa na rizosfera, onde se observa elevada concentração de AOBMM advindo da exsudação pelo ápice radicular (Ryan et al., 2001; Silva et al., 2002; Kochian et al., 2004; Liao et al., 2006).

As principais reações envolvidas com AOBMM na mobilização de nutrientes na rizosfera são apresentadas de forma esquemática (Figura 23). A disponibilidade do Mn pode ser alterada pelo pH e pela adição de quelação do Mn^{2+}, pela oxidação de compostos orgânicos e aumento da mobilidade do Mn reduzido na rizosfera (Figura 21a) (Marschner, 1995; Hue et al., 2001). Esse efeito indireto dos compostos orgânicos ficou evidente em estudo em que o transporte de micronutrientes metálicos foi avaliado em solos onde se incorporaram adubos verdes por diferentes períodos. A mobilidade do Cu foi maior nos solos onde os adubos verdes foram recém-incorporados, indicando que compostos orgânicos (como os ácidos orgânicos) constituintes dos resíduos foram liberados e facilitaram o fluxo difusivo (FD) do Cu. Já no caso do Mn, o maior FD foi observado nos solos em que os resíduos foram incorporados por várias semanas, indicando que produtos da decomposição dos componentes vegetais ou compostos liberados pelos microrganismos contribuíram para melhorar o FD do Mn no solo (Pegoraro, 2006a).

Os ácidos orgânicos são importantes na mobilização de compostos de Fe^{3+} na rizosfera. Em resposta à sua deficiência, algumas plantas elevam as taxas de exsudação radicular de compostos fenólicos e aminoácidos não-protéicos (fitosideróforos), tal como o ácido avênico, que exerce importante papel na mobilização do Fe. Esses compostos orgânicos liberados na rizosfera irão quelatar o Fe, favorecendo a dissolução dos oxihidróxidos de Fe, resultando em maior concentração de formas solúveis na solução do solo que, por sua vez, irá facilitar seu transporte por difusão até à superfície das

raízes onde serão absorvidos (Figura 21b). Em solos ácidos pobres em P, as plantas podem exsudar ácidos orgânicos na rizosfera e estes irão auxiliar na solubilização de fosfatos de Fe e Al de baixa solubilidade considerando a quelatação dos metais (Kochian et al., 2004; Raghothama & Karthikeyan, 2005) (Figura 21c). Em solos calcários, os ácidos orgânicos auxiliam na liberação do P nos fosfatos de Ca (Figura 21d). Os ácidos orgânicos podem ainda competir diretamente com o P pelos sítios de adsorção, favorecendo a dessorção do P para a solução do solo. Geralmente, estes compostos são mais eficientes em aumentar a disponibilidade de P pelo bloqueio dos sítios de adsorção, tornando o P mais disponível (Andrade, 2004; Guppy et al., 2005). Em solos com aporte de resíduos vegetais, além da liberação direta dos ácidos orgânicos do tecido vegetal, deve-se considerar que vários compostos de baixa massa molecular podem ser produzidos durante o processo de decomposição pela microbiota do solo. De fato, Guppy et al. (2005) encontraram que determinados compostos orgânicos com comportamento similar a ácidos fúlvicos eram produzidos durante o processo de decomposição de resíduos vegetais e que estes mostraram-se eficientes na redução da adsorção específica de P por solos altamente intemperizados.

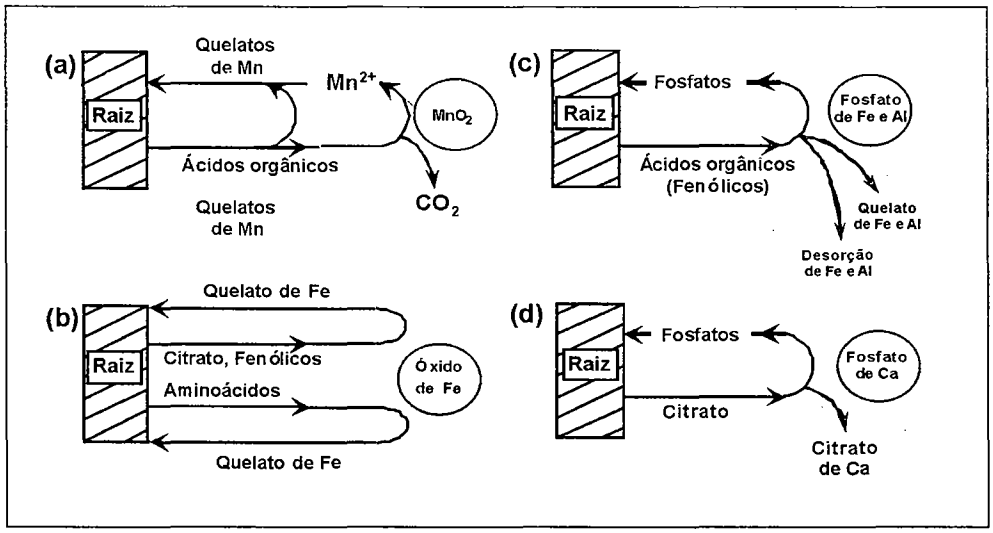


Figura 21. Reações envolvidas na mobilização de nutrientes na rizosfera influenciadas por compostos orgânicos de baixa massa molecular.
Fonte: Marschner (1995).

Características Físicas do Solo

Agregação

O fenômeno de agregação é resultante da reorganização, floculação e ação das partículas cimentantes sobre as partículas primárias do solo. Os agregados protegem fisicamente a MOS por formar uma barreira física aos microrganismos e suas enzimas aos substratos, por controlar interações entre cadeias alimentares e por influenciar o "turnover" microbiano.

Com base no esquema proposto por Tisdall & Oades (1982), pressupõe-se que os agregados maiores sejam formados pela união dos agregados da classe inferior, seguindo uma ordem hierárquica (Figura 22). Conforme seu tamanho, cada classe será unida por diferentes agentes cimentantes, de modo que a MOS influencia direta e indiretamente as diferentes fases da formação de agregados. Os agentes cimentantes são classificados em três grupos: transientes – principalmente polissacarídeos; temporários – raízes e hifas fúngicas, e; persistentes – compostos aromáticos recalcitrantes associados com cátions polivalentes e polímeros fortemente adsorvidos (Oades, 1984).

Nesse modelo (Figura 22), a matéria orgânica particulada (MOP), hifas de fungos e raízes de plantas podem formar um emaranhado de microagregados. A morte das raízes e as hifas crescendo dentro e através dos macroagregados produzem agentes ligantes bioquímicos capazes de estabilizar os macroagregados do solo. Entretanto, essas frações estão sujeitas à decomposição microbiana; assim, a agregação é um processo dinâmico no solo, uma vez que a atividade microbiana pode atuar na produção de agentes ligantes às partículas, mas também desestabilizar por meio da decomposição dos mesmos. O aporte continuado de material vegetal é essencial para que esse balanço seja positivo. Por isso, sistemas que visam à manutenção e aumento da MOS geralmente estão ligados a uma melhoria da agregação do solo (Huang et al., 2005).

Assim, para solos de clima temperado com mineralogia dominadada por argilas do tipo 2:1, a seguinte dinâmica (Figura 23) pode ser hipotetizada: os restos vegetais são rapidamente colonizados pelos microrganismos que os decompõem e formam materiais humificados. Ao redor desses materiais, são formados núcleos de macroagregação pelas hifas de fungos que se enovelam com as partículas mais finas do solo. Simultaneamente,

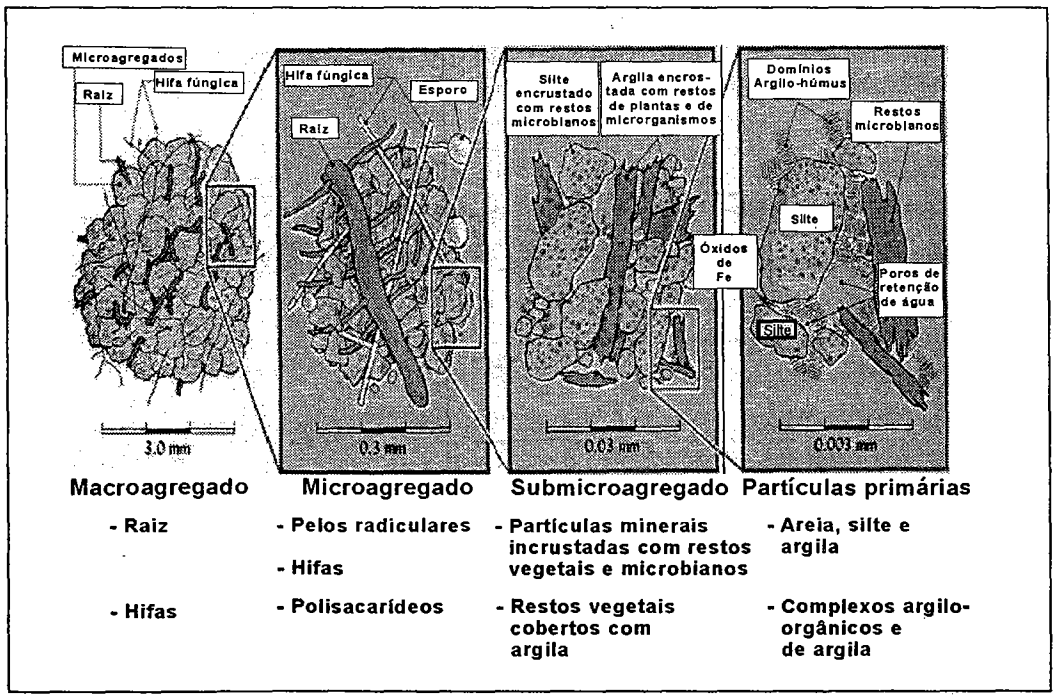


Figura 22. Esquema de formação de microagregados e macroagregados.
Fonte: Oades (1984).

os exsudatos (mucilagens constituídas principalmente por polissacarídeos) produzidos por fungos e bactérias durante o processo de decomposição se aderem às partículas de argila, de forma que a MOS é encapsulada pelos microagregados. Raízes vivas de plantas crescendo no solo também contribuem para formar macroagregados, da mesma forma que as hifas fúngicas. Além do aumento da pressão mecânica que contribui para aproximar as partículas de solo, elas enovelam essas partículas e produzem exsudatos com capacidade cimentante. Esses exsudatos podem servir de substrato para microrganismos, estimulando sua atividade, levando à produção de novos agentes cimentantes.

Durante o processo de estabilização dos macroagregados, a matéria orgânica particulada encapsulada dentro dos agregados pela atividade biológica vai sendo decomposta e fragmentada em partículas de menor tamanho (Figura 23). Essa matéria orgânica particulada fina continua a ser decomposta pelos microrganismos e é encapsulada por minerais e produtos microbianos formando agregados de 53–250 μm dentro dos macroagregados maiores que 250 μm. Dessa forma, a MOS e os microrganismos dentro desses agregados encontram-se protegidos e a biodegradação é reduzida. Pelo esgotamento da fonte de energia, a população microbiana decresce, o macroagregado perde estabilidade e pode ser rompido. A matéria orgânica residual (substâncias húmicas) é então liberada, podendo ser novamente degradada. Esses macroagregados incialmente mostram-se pouco estáveis em água, mas os seguidos ciclos de umedecimento e secagem, especialmente na superfície das raízes juntamente com a produção de agentes cimentantes por raízes, macro (especialmente minhocas) e microrganismos, contribuem para aumentar sua estabilidade (Golchin et al., 1994; Balesdent et al., 2000; Six et al., 2002b). Assim, a maior parte do C que se acumula em sistemas mais conservacionistas se deve ao seqüestro de C preferencialmente nos agregados pequenos dentro dos macroagregados (Kong et al., 2005). Esses agregados menores são mais estáveis de modo que em solos cultivados com diversas espécies e diferentes sistemas de manejo o C associado a eles mostra tempo médio de residência mais longo (Six et al., 2002), provavelmente graças à presença de material orgânico humificado.

Em solos tropicais, a fração argila é dominada por caulinita e oxihidróxidos de Fe e Al. E em razão da forte ação cimentante entre as partículas primárias, proporcionada pelos oxihidróxidos de Fe e Al e pela forte interação com a caulinita, na teoria da hierarquização proposta para solos de clima temperado, o papel da MOS parece ser proporcionalmente menor. Ao contrário dos solos de clima temperado, onde os compostos orgânicos são os principais agentes estabilizantes dos agregados, nos solos muito intemperizados os óxidos são os principais agentes estabilizantes, sobrepondo-se ao efeito dos materiais orgânicos (Six et al., 2002b). De fato, Zotarelli et al. (2005) não encontraram diferenças nos teores de C entre agregados de diferentes tamanhos para dois Latossolos (um de Passo Fundo-RS e outro de Londrina-PR), cultivados em sistema convencional e SPD. Segundo esses autores, o plantio direto leva a um aumento na estabilidade de agregados de solos mais intemperizados da mesma forma que aquela observada em solos menos intemperizados; todavia, a maior estabilidade dos agregados nos solos sob SPD não resulta, necessariamente, em maior teor de MOS (Zotarelli et al., 2006).

Dessa forma, em solos mais jovens com mineralogia dominada por argilas 2:1, a formação dos agregados é um processo mais biológico, enquanto nos solos mais intemperizados com a fração argila dominada por argilas 1:1, e oxihidróxidos, esse processo é mais dependente de interações físico-químicas (Six et al., 2002b) (Figura 23). Considerando que o pH da maioria dos solos tropicais está entre 4,0–6,0, espera-se que a caulinita, por exemplo, apresente carga líquida negativa e os oxihidróxidos carga líquida positiva, de acordo com seus respectivos pontos isoelétricos, que, estão ao redor de 4,0 e 7,8, respectivamente. Dessa forma, evidencia-se que, nestas condições, favorece-se a formação de microagregados nos solos tropicais, com menor dependência da MOS em comparação àqueles de clima temperado. Assim, a MOS passa a ter papel secundário na formação e estabilização de agregados. Contudo, o papel da MOS adiciona-se à estabilização conferida pela fração mineral do solo (especialmente pelos óxidos), atuando fortemente em fases posteriores da agregação e na formação de agregados de tamanho maior. Além do papel cimentante, a MOS retarda a entrada de água nos agregados, aumentando a resistência deles, quando umedecidos. Assim, a aplicação ao solo de materiais orgânicos com características anfifílicas (com componentes hidrofóbicos e hidrofílicos na sua estrutura), como os ácidos húmicos (Bastos et al., 2005), tem papel importante na estabilização e formação de macroagregados dos solos com intemperismo avançado.

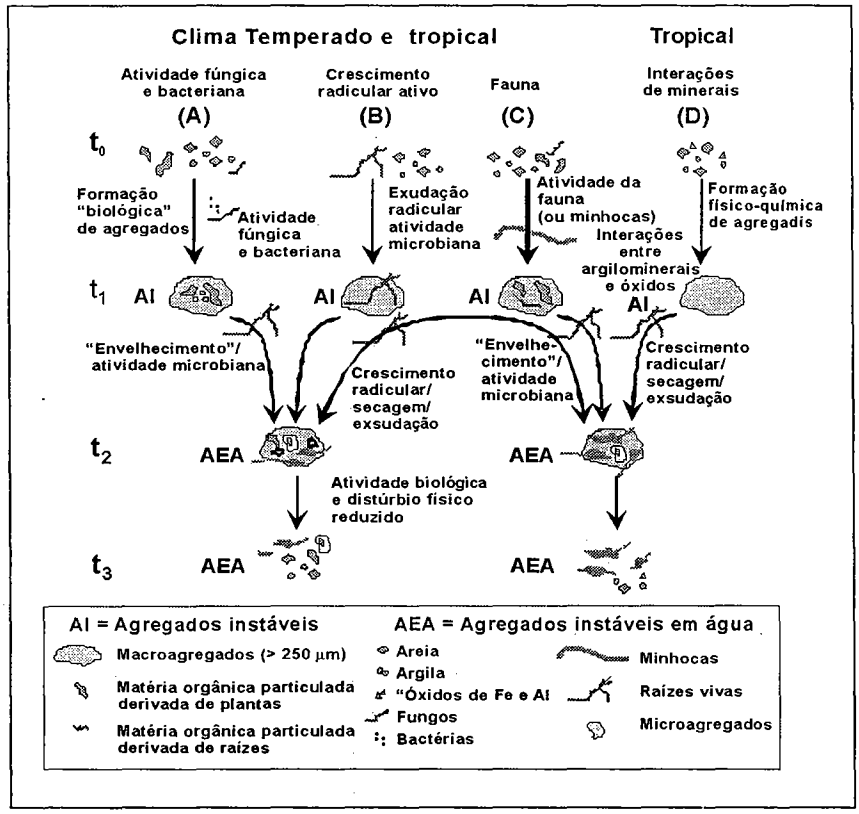


Figura 23. Mecanismos propostos de formação e desestruturação de agregados ao longo do tempo (t_0, t_1, t_2 e t_3) em solos temperados e em solos tropicais.
Fonte: Six et al. (2002b)

A fração húmus (substâncias húmicas e não-húmicas) interage por meio de seus grupamentos funcionais de diversas formas com a fração mineral do solo, principalmente a fração argila. Decorrente da diversidade de grupamentos reativos, há vários mecanismos envolvidos na interação dessas substâncias com a fração argila (discutido anteriormente). A associação pode ser tão grande que pode formar um plasma onde dificilmente pode ser diferenciada a fração orgânica da mineral. Na separação da matéria macrorgânica, é comum dispersar o solo em um líquido de densidade ao redor de 1,8 kg L^{-1} e observar que grande parte da fração húmica precipita com a fração mineral, ficando em suspensão material não ou parcialmente humificado, tendo apenas uma pequena contaminação com material de cor mais escurecida. Esse comportamento ilustra a forte interação das substâncias húmicas com a fração argila, atuando na estabilização de microagregados. Em solos que receberam resíduos de cultura com alto teor de fenóis (precursores de SH's), houve aumento da agregação em comparação ao solo com resíduo de soja, com menor teor de fenóis (Martens, 2000).

Na formação dos macroagregados, destaca-se a microbiota do solo, que é influenciada pela quantidade e qualidade de MOS. O compartimento ativo, principalmente de bactérias e fungos, interage intensamente com a fração argila, que também atua na estabilização de seus metabólitos e produtos de decomposição. Muitos desses compostos têm grupamentos carboxílicos e têm carga superficial negativa, sendo atraídos às cargas positivas dos oxihidróxidos. Outros podem interagir diretamente, por meio dos grupamentos amínicos protonados, com as cargas negativas das argilas. Essas interações, no entanto, ainda são pouco compreendidas. Em geral, esses organismos interagem por meio de ligações fracas, influenciando diretamente a formação de macroagregados. Bossuyt et al. (2001) encontraram correlação positiva entre a formação de macroagregados e a atividade de fungos e não observaram influência da qualidade do resíduo e da atividade de bactérias sobre a formação de macroagregados. De modo geral, sistemas mais conservacionistas sem revolvimento de solo, com rotação de culturas e adubação orgânica, favorecem o incremento na biomassa microbiana do solo que vai sendo cada vez mais dominada por fungos (Six et al., 2006).

Maior redução de macroagregados de 8-2 mm (40 %) em área sob plantio convencional (PC) foi observada em relação ao Cerrado nativo, enquanto, no solo sob SPD, essa redução foi de apenas 14 % na camada de 0-5 cm de um Latossolo Vermelho-Escuro. Para essa classe de agregado também se constatou tendência de redução no C imobilizado na biomassa microbiana (C-BM). O C-BM foi de 478 mg kg^{-1} no Cerrado nativo, 238 mg kg^{-1} no SPD e 150 mg kg^{-1} no PC. A maior agregação no SPD é possivelmente favorecida pela maior presença de raízes, hifas fúngicas e teor de MOS mais elevado (Mendes et al., 2003).

A matéria macrorgânica, considerando sua característica de pouca transformação química, interage mais fisicamente (enlace físico e compressão do solo) com a fração mineral do solo. Essa fração pode funcionar como o núcleo da formação de macroagregados, atuando na ligação entre os microagregados, com o material se acumulando ao seu redor (Bronick & Lal, 2005). O efeito positivo da MOS particulada (>53 μm) na estabilidade de agregados pode ser verificado por meio da equação que

relaciona o diâmetro médio geométrico (DMG, em mm) e MOP (em g dm^{-3}) (DMG = -1,07 + 0,35 MOP; R^2 = 0,77**), sendo esse efeito mais pronunciado na camada superficial (0–5 cm) do solo (Costa et al., 2004). Da degradação da MO macrorgânica resultam metabólitos microbianos que atuam na agregação, ligando os microagregados. Contudo, decorrente do curto TMR, para que se tenha efetiva ação na estabilização de agregados, há necessidade de aporte constante de matérial orgânico ao solo. Sistemas com várias culturas anuais por ano ou em culturas permanentes (espécies florestais, pastagens bem manejadas) serão aqueles que mais contribuirão para recuperar e manter a boa estrutura do solo.

A estabilidade conferida aos agregados pode ser inicialmente passageira, em decorrência da decomposição microbiana de carboidratos e aminoácidos do resíduo, mas, numa segunda fase, ela é fortalecida pela interação com ácidos fenólicos liberados pela decomposição microbiana (Martens, 2000). Geralmente, compostos de decomposição mais lenta demoram mais para atuar efetivamente na agregação do solo, porém esse efeito é mais duradouro. Em estudo em que se avaliou o padrão de decomposição de diferentes resíduos vegetais, aos 57 dias, a evolução de CO_2 correlacionou com o teor de carboidratos (r = 0,93**) e aminoácidos (r = 0,67*). Carboidratos como a glicose estimulam a atividade microbiana, exercendo efeito instantâneo e passageiro na formação dos agregados. Ao final do período de incubação, aos 84 dias, os resíduos que contribuíram com maior teor de C remanescente (resíduo de milho, com teor mais elevado de ácidos fenólicos), foram os que apresentaram maior percentagem de agregados retidos em peneira de 2 e 4 mm, quando comparados aos resíduos de alfafa e canola (baixos teores de ácidos fenólicos) (Martens, 2000).

Na região da rizosfera, a estabilidade de agregados é maior que no solo não-rizosférico (Caravaca et al., 2002), o que pode ser devido à atuação das raízes, importante componente da MOS viva, na rizodeposição de compostos orgânicos, por meio da contribuição de material orgânico oriundo da biomassa radicular, além da associação com fungos micorrízicos, maior atividade microbiana, a qual também resulta em produção de polissacarídeos extracelulares, glomalina (glicoproteina produzida por fungos micorrízicos) que atuam ligando os agregados (Hartel, 2005).

Finalmente, deve-se ter em mente que as diferentes frações da MOS são importantes no processo de estabilização de agregados, melhorando-a, mas, em contrapartida, a estrutura do solo contribui para a estabilização da MOS no solo (proteção física), o movimento e a retenção de água, redução do encrostamento, a ciclagem e biodisponibilidade de nutrientes, penetração de raízes e, por sua vez, para a produtividade das culturas.

Correlações positivas entre os teores totais de COT e os índices de agregação foram obtidas por Wendling et al. (2005), em um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo, na região do Cerrado brasileiro (Quadro 12). A importância da MOS na agregação de solos brasileiros distintos tem sido constatada em outros estudos (Costa et al., 2004).

Quadro 12. Coeficientes de correlação entre o COT e os índices de agregação: diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG), percentagem de agregados > 2,00 mm estáveis em água (AGRI) e índice de estabilidade de agregados (IEA)

Variável	Profundidade do solo		
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
DMP	0,74***	0,76***	0,77***
DMG	0,83***	0,78***	0,78***
AGRI	0,75***	0,77***	0,77***
IEA	0,69***	0,65**	0,76***

Fonte: Wendling et al. (2005).

Retenção de Água

A água é uma molécula polar, que é retida por pontes de H pelos grupamentos funcionais hidrofílicos e é repelida pelas cadeias orgânicas apolares da MOS (Figura 24). De forma geral, a MOS pode reter até 20 vezes sua massa em água (Stevenson, 1994), sendo parte retida na sua estrutura interna, com baixa disponibilidade para as plantas. O aumento da polimerização das substâncias húmicas e de sua interação com a fração mineral do solo pode diminuir a capacidade do solo em reter água. Muitas vezes, altos teores de MOS refletem grande caráter hidrofóbico do solo, visto que a porção hidrofílica da MOS orienta-se na direção do interior do agregado, enquanto a porção hidrofóbica direciona-se para a face externa, formando uma camada repelente à água. As substâncias húmicas também podem ser divididas, conforme sua afinidade com água, em: hidrofílicas, constituídas principalmente por carboidratos neutros ou ácidos de origem microbiana e derivados de plantas, e hidrofóbicas, formadas por cadeias carbônicas longas, alifáticas e ricas em polifenóis oriundos principalmente da oxidação da lignina e da celulose (Kaiser & Zech, 2000).

A exposição do solo a intensos ciclos de umedecimento e secagem (por exemplo, solos de áreas quentes irrigadas e com baixo aporte orgânico) pode favorecer a decomposição/mineralização da matéria orgânica mais ativa, com maior proporção de grupamentos funcionais e com menor interação com a fração mineral do solo. Isso faz com que a capacidade do solo em reter água seja reduzida em decorrência do aumento da proporção de compostos hidrofóbicos/hidrofílicos da MOS e do aumento proporcional da MOS fortemente complexada pela fração mineral do solo, onde parte significativa dos grupamentos funcionais da MOS estão envolvidos nas ligações com a fração mineral.

A MOS também pode reter água na estrutura ativa e na matéria macrorgânica. Essa água é importante para manter o equilíbrio biológico do solo, tendo papel importante em regiões secas, com grande déficit hídrico.

A importância relativa da MOS na retenção de água depende da textura do solo. Em solos de textura mais arenosa, a retenção de água é mais sensível à quantidade de MOS,

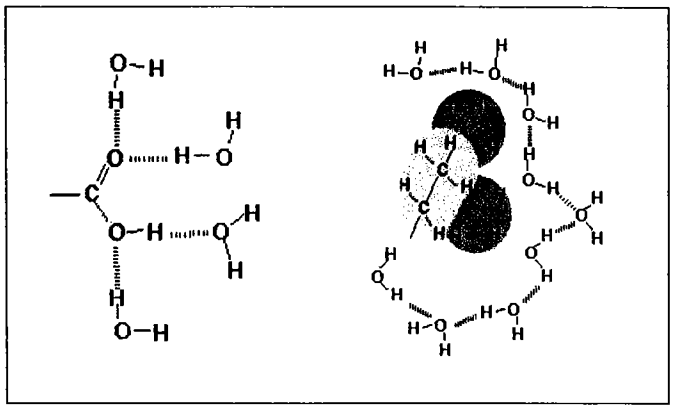


Figura 24. Esquema ilustrando a adsorção de moléculas de água por grupamento carboxílico (a) e repulsão por grupamentos alifáticos de natureza hidrofóbica (b).
Fonte: www.bioweb.wku.edu.

quando comparada à de solos de textura fina. Adicionalmente, a retenção de água a -33 kPa é afetada mais fortemente pelo COT que a -1.500 kPa (Rawls et al., 2003), o que pode estar relacionado com o fato de que o efeito na estruturação desses solos afeta mais a retenção de água a um teor próximo à capacidade de campo que próximo ao ponto de murcha permanente.

O efeito da MOS sobre a formação de agregados tem papel importante na distribuição e no tamanho dos poros, podendo influenciar, indiretamente, a retenção de água do solo (Silva & Kay, 1997). Pelo fato de o teor e a composição da MOS influírem na estrutura e propriedades adsortivas do solo, a retenção de água também é alterada quando ocorrem mudanças na MOS com as práticas de manejo (Rawls et al., 2003).

A aplicação de lodo de esgoto em um Latossolo Vermelho eutroférrico durante dois anos consecutivos resultou em alterações na condutividade hidráulica. Ao comparar os tratamentos (0, 6, 12, 18, 24 e 36 t ha^{-1} de lodo esgoto), dentro de cada potencial, observou-se que a condutividade hidráulica nos potenciais 0 e -1 kPa foi de 431,0 e 404,5 mm h^{-1}, respectivamente. A dose aplicada de 12 t ha^{-1} de lodo de esgoto diferiu das demais doses, apresentando a maior condutividade. Entretanto, não foram observadas diferenças significativas para os potenciais -3 e -6 kPa. Tal resultado pode ser devido à melhor agregação do solo, indicada pelo maior DMP e DMG e índice de estabilidade maior que 87 %, para a dose de 12 t ha^{-1} (Barbosa et al., 2004).

Vale ressaltar que os benefícios oriundos da utilização de materiais orgânicos em solos não são resultantes somente da quantidade utilizada, mas também da qualidade do material (fonte de MOS). Assim, Barbosa et al. (2004), em avaliação realizada em campo, verificaram que as doses superiores a 12 t ha^{-1} de lodo de esgoto levaram à maior repelência da água em superfície, o que, provavelmente, resultou em menor taxa de infiltração inicial na superfície do solo, contribuindo para a redução da condutividade hidráulica nos tratamentos com 18, 24 e 36 t ha^{-1}. Ao contrário, em cultivo de milho sob irrigação, doses crescentes de esterco (0, 8, 16, 24, 32 e 42 t ha^{-1}) em Argissolo Vermelho-Amarelo ocasionaram aumento na retenção de água a -0,01 MPa e no teor de água disponível 120 dias após a sua aplicação, segundo Silva et al., 2004 (Quadro 13).

Quadro 13. Retenção de água a -0,01 MPa e teor de água disponível em um Argissolo Vermelho Amarelo, adubado com doses crescentes de esterco suíno (x)

Característica	Profundidade do solo	Efeito da aplicação de doses de esterco	R^2
	cm	(0; 8; 16; 24; 32 e 40 t ha^{-1})	
Retenção de água	0-20	$\hat{y}$ = 4,6905 + 0,1171** x	0,82**
(cm^3 100 cm^{-3})	20-40	$\hat{y}$ = 5,7619 + 0,1136**x	0,71**
Água disponível	0-20	$\hat{y}$ = 47,1633 - 14,34** $x^{1/2}$ + 4,0187** x	0,96**
(cm^3 100 cm^{-3})	20-40	$\hat{y}$ = 35,3476 + 1,9718** x	0,85**

Fonte: Silva et al. (2004).

No entanto, deve-se ressaltar que existem resultados controversos na literatura sobre o assunto. Por exemplo, práticas de manejo que resultam em melhoria na estabilidade de agregados indicam que nem sempre teores mais elevados da MOS resultam em maior capacidade de retenção de água (McVay et al., 2006), provavelmente em razão do aumento na densidade aparente do solo.

Propriedades Biológicas do Solo

Reserva Metabólica de Energia

A função básica da MOS é promover os processos biológicos do solo por meio da manutenção do metabolismo energético que, direta ou indiretamente, irão influenciar outras propriedades e processos do solo. A manutenção do metabolismo do solo está ligada, principalmente, à fixação do C atmosférico pela fotossíntese e à liberação de compostos orgânicos via exsudados radiculares, lavagem das diferentes partes da planta pela água e decomposição/mineralização dos resíduos vegetais. Dessa forma, uma diversidade de compostos orgânicos entra no solo, servindo de substrato para os macro e microrganismos, podendo ser assimilados, liberados como produtos metabólicos ou respirados como CO_2. Esse processo é chave para a manutenção da ciclagem de nutrientes e preservação dos nutrientes em formas disponíveis para as plantas.

Compartimentos e Decomposição de Nutrientes em Forma Orgânica

Os nutrientes podem ser parte integrante da estrutura de moléculas orgânicas (principalmente N, P e S); na forma de cátions na superfície dos complexos organominerais, como Ca, Mg e K, em formas trocáveis; na forma de cátions, complexados e, ou, quelatados por compostos orgânicos, como os metais de transição, incluindo os micronutrientes, tais como o Mn, Cu, Fe e Zn (Zech et al., 1997). Assim, além dos mecanismos que envolvem os fenômenos de troca catiônica e complexação, já discutidos, que atuam na disponibilidade de macro e micronutrientes, os nutrientes são estocados

(imobilizados) e, ou, liberados (mineralizados) da MOS pelos processos mediados pelos organismos do solo na liberação principalmente de N, P e S.

O processo de decomposição é fundamental na liberação dos nutrientes constituintes das estruturas dos compostos orgânicos. Os nutrientes liberados nesses processos poderão ser imobilizados pelos organismos e utilizados na síntese de novos compostos orgânicos, ou mineralizados e liberados para a solução do solo. Apesar de tais vias serem criticas para a ciclagem dos macronutrientes, elas também têm papel importante na ciclagem de alguns micronutrientes. Para compreender melhor esses processos, há necessidade de avaliar as formas orgânicas em que esses nutrientes se encontram no solo.

Nitrogênio

Cerca de 95 % do N do solo está associado à matéria orgânica. O ciclo do N envolve a transferência do N_2 atmosférico para compostos orgânicos, os quais são convertidos em N amoniacal, que, por sua vez, é tranformado em N nítrico e, finalmente, o N retorna à atmosfera na forma gasosa (Figura 25). As principais reações no solo, nas quais as formas orgânicas de N estão envolvidas são: (a) fixação biológica do N_2; (b) mineralização ou amonificação do N orgânico a amônio; (c) imobilização ou assimilação de amônio a N orgânico e, (d) assimilação ou imobilização de nitrato a N orgânico (Schulten & Schnitzer, 1998) (veja capítulo VII, Stevenson, 1994 e Camargo et al., 1999).

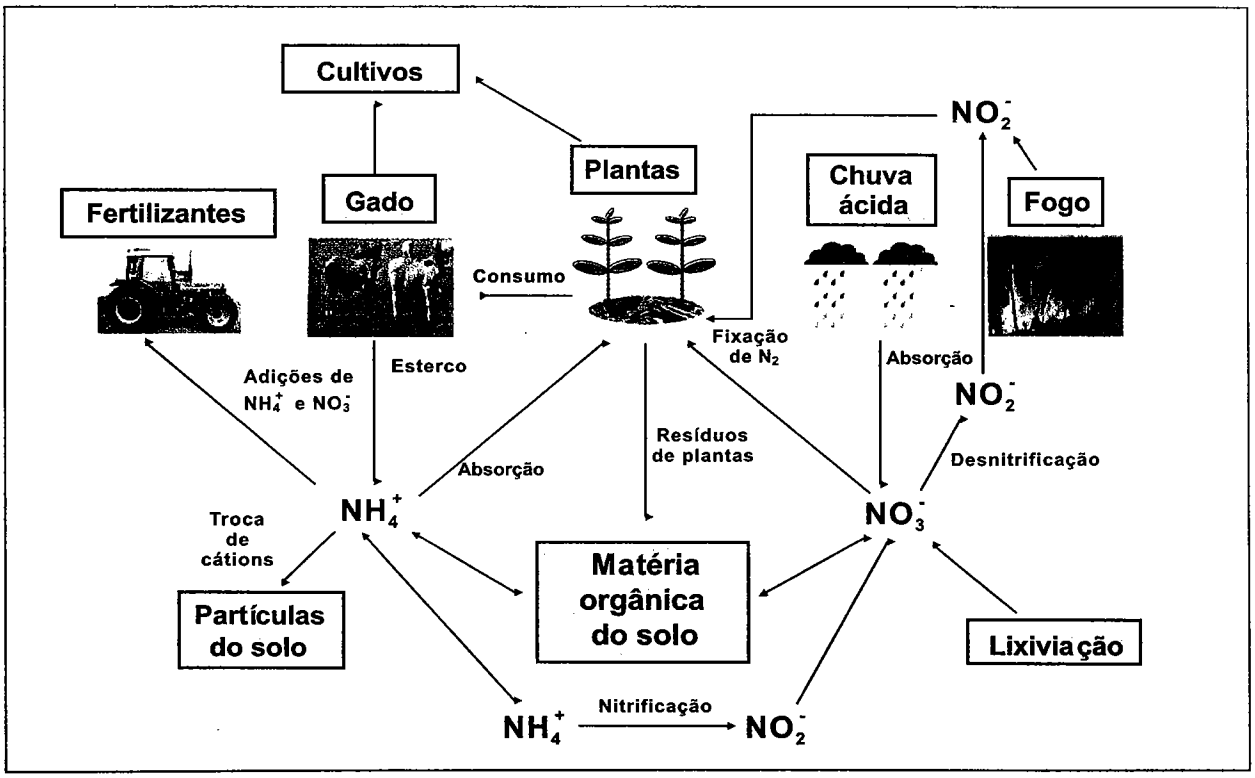


Figura 25. Ciclo do nitrogênio.

As formas de N associadas a materiais proteináceos (aminoácidos, peptídeos e proteínas) correspondem a, aproximadamente, 40 % e aminoáçúcares 5 a 6 %. O N em compostos heterocíclicos perfaz cerca de 35 % e o NH_4^+, 19 % (Schulten & Schnitzer, 1998). Para melhor compreender os diferentes componentes do N orgânico do solo, este é freqüentemente fracionado via hidrólise ácida. Com base nesses métodos, o N orgânico é então enquadrado nas frações não-hidrolisável e hidrolisável e esta, por sua vez, é subdividida em N-amida, N-hexosamina, N-α-amino e N-não identificado (Yonebayashi & Hattori, 1980; Stevenson, 1994;). O N-NH_4^+ é geralmente determinado em extrato de KCl 1 mol L^{-1}. Aproximadamente 50 % do N total do solo enquadra-se na classe não identificada (Mengel, 1996).

Para solos do Rio Grande do Sul, Camargo et al. (1996) encontraram que, pelo método de Yonebayashi & Hattori (1980), em média, a fração N-não-hidrolisável contribuiu com 63,9 % do N-total. Na fração hidrolisada, o N-amida, N-hexosamina, N-α-amino e N-nao identificado contribuíram com 17,9, 31,6, 34,0 e 16,4 %, respectivamente. Considerável proporção do N não identificado é N heterocíclico nas substâncias húmicas. Os compostos heterocíclicos entram no solo predominantemente na forma de material vegetal em anéis pirrólicos de clorofilas e citocromos e nas bases nitrogenadas purina e pirimidina, integrantes dos ácidos nucléicos. Embora pareçam muito resistentes, esses anéis podem passar por várias transformações, fazendo com que o N heterocíclico se acumule no solo (Mengel, 1996). Por essa razão, somente pequena percentagem das formas orgânicas de N do solo é facilmente mineralizável – aquela oriunda, principalmente, de aminoácidos e polímeros de aminoaçúcares da biomassa microbiana do solo.

De fato, a taxa de mineralização do N de ácidos húmicos adicionados a diferentes solos reduziu exponencialmente com o incremento no grau de humificação desses compostos (Ve et al., 2004). Alguns estudos indicam que entre 2 e 4 % das formas orgânicas de N do solo são mineralizadas a cada ano (Duxbury et al., 1989). Estimativas do N potencialmente mineralizável em Latossolos e Neossolos de Goiás indicam que esta fração representa menos que 2 % do N total dos solos. Essa fração está correlacionada positivamente com os teores de argila, COT e N total, sendo maior em solo sob vegetação nativa, seguido por solo sob plantio direto e, finalmente, por solo sob plantio convencional (Kliemann & Buso, 2002).

Para solos de diversas classes no Rio Grande do Sul, a fração potencialmente mineralizável de N variou de 5,8 a 13,9 % do N total e correlacionou-se positivamente ($r = 0,887^{**}$) com a absorção do N por plantas de milho (Camargo et al., 1997). O N potencialmente mineralizável pode aumentar bastante em solos com histórico prolongado de uso de adubos orgânicos. Por exemplo, em solos tratados com lodo de esgoto, a fração N potencialmente mineralizável chegou a 31 % do N total. Práticas de manejo como a calagem podem incrementar a taxa de mineralização do N da MOS (Silva et al., 1999), mas efeito depressivo da correção do solo na taxa de mineralização também tem sido reportado (Kliemann & Buso, 2002).

A composição das frações orgânicas de N em solos tropicais ainda é pouco estudada. Em solos cultivados com arroz em regiões quentes e úmidas na Ásia, análises espectroscópicas por ^{15}N-RMN mostraram que a maior proporção (60–80 %) do espectro

obtido para AH era dominado por N-amida, e essa proporção era maior em sistemas com maior intensidade de cultivo e tempo de permanência do solo sob condições de inundação. A proporção de N heterocíclico foi relativamente baixa (7–22 %) e foi maior em AH com maior grau de humificação (Mahieu et al., 2000). O efeito de sistemas de manejo e das culturas sobre frações e formas de N em solos do Sul do Brasil foi investigado por Dieckow et al. (2005c). O cultivo de leguminosas em SPD resultou em maior teor de N nas formas N-não hidrolisável, N-hidrolisável, N-aminoácidos e de N-não identificado, o que foi atribuído à alta adição de biomassa anual neste sistema: 8,89 t ha^{-1} de C e 312 kg ha^{-1} de N. Em relação ao N total, o N-não hidrolisável variou de 21 a 30 %, com maior proporção para o solo sem cobertura vegetal (30,0 %) e menor para o sistema com leguminosa (21,1 %); o N associado aos aminoácidos variou de 35,6 a 38,3 % e não respondeu às alterações no sistemas de manejos e de culturas. O N-hidrolisável foi menor no solo sem cobertura (70,8 %) e mais elevado no sistema com leguminosa (78,9 %). A variação no N-hidrolisável correspondeu, principalmente, ao N não identificado.

Ainda, nesse estudo, com base em espectros de ^{15}N-RMN, sugeriu-se que o N-amida em estruturas de peptídeos é a principal forma de N orgânico, o que sugere que proteínas e peptídeos de origem microbiana, vegetal ou animal são estabilizados por associações com outros constituintes orgânicos ou minerais, preterindo, assim, o mecanismo de estabilização via recalcitrância das estruturas aromáticas heterocíclicas, de forma que a fração não-hidrolisável pode ser constituída tanto de formas de N recalcitrantes, como de formas lábeis encapsuladas, estabilizadas nas SH como proteínas (Dieckow et al., 2005c). A idade desses materiais proteináceos estabilizados no solo é difícil de ser determinada com base no uso de radiocarbono (^{14}C) em virtude da possibilidade de produção de novos peptídeos e proteínas a partir de C antigo do solo.

A chiralidade (um composto é considerado chiral se ele difere de sua imagem espelho) de alguns aminoácidos pode, no entanto, ser usada para se ter uma idéia da preservação e idade desses materiais proteináceos. A maioria dos aminoácidos pode ser encontrada tanto como enantiômeros D, quanto L. O processo de translação para síntese de proteínas usa exclusivamente os aminoácidos na forma L. Dessa forma, a ocorrência de enantiômeros na forma D pode ser atribuída a um "envelhecimento", pois a racemização (conversão da foma L na forma D) é lenta, e esta transformação aumenta com o incremento no tempo de meia-vida da proteína. Portanto, a razão D/L do ácido aspártico pode dar uma idéia da idade do material proteináceo, e a razão D/L da lisina poderia ser usada para estimar a idade do N do solo (Amelung, 2003). Aminoácidos em Plintossolos da África do Sul sob pastagem nativa contribuem com 34 % do N total. A conversão desses solos em áreas de cultivos anuais por 98 anos levou a uma redução (exponencial) de 70 % dos teores iniciais. Nesse período, a proporção do D-ácido glutâmico e D-alanina aumentaram em relação aos seus enantiômeros na forma L, o que foi atribuído à preservação do N nos restos de parede celular bacteriana. A razão D/L do aminoácido leucina e ácido aspártico foi reduzida ao longo do tempo de cultivo, provavelmente pelas perdas de N de aminoácidos antigos em resposta à degradação do solo (Brodowski et al., 2005).

Em solos de pradaria da América do Norte, os aminoácidos D-lisina, D-fenilalanina e D-ácido aspártico contribuíram com 2–15 % dos respectivos aminoácidos na forma L, indicando preservação de estruturas proteinadas. Estimativas da idade desses

aminoácidos com base em taxas de racemização e idade do ^{14}C do solo como um todo indicaram que o tempo médio de residência da matéria orgânica que contém lisina varia de 100 a mais de 500 anos (Amelung et al., 2006).

Fósforo

O ciclo do P é bastante similar ao ciclo de outros nutrientes, visto que ele se encontra em minerais e no solo, organismos vivos e água. Pelo fato de ser muito reativo, o P combina com O_2 e, portanto, não é encontrado na forma elementar na natureza. Assim, o P do solo, água e seres vivos encontra-se associado a quatro O, formando o ortofosfato (PO_4^{3-}). Em solos ácidos, grande parte do ortofosfato encontra-se fortemente associado aos oxihidróxidos de Fe e Al, enquanto, nos solos alcalinos, os fosfatos de Ca são as formas predominantes (Veja capítulo VIII). Dessa forma, as concentrações de íons ortofosfato na solução do solo são bastante baixas. Na solução do solo, o ortofosfato é encontrado na forma de $H_2PO_4^-$, em solos ácidos, e de HPO_4^{2-}, em solos alcalinos. Essas formas iônicas de P são absorvidas por plantas e microrganismos. A maior parte desse P é incorporado à estrutura de compostos orgânicos (Po). As plantas podem ser consumidas por animais, que retornarão o P ao solo na forma de dejetos orgânicos. No solo, o ortofosfato será liberado para a solução pelo processo de mineralização do Po mediada por microrganismos. O Po também poderá ser incorporado em compostos orgânicos mais estáveis que farão parte da matéria orgânica humificada do solo (Figura 26).

Aproximadamente, 50 % do P na biosfera encontra-se em formas orgânicas. O Po inclui o P de organismos vivos e matéria orgânica não-vivente. Os teores de Po nos solos são bastante variáveis, indo de 15 a 80 %. As maiores proporções de Po são observadas para solos orgânicos ou horizontes ricos em matéria orgânica de solos sob florestas. Em solos de regiões temperadas e naqueles fertilizados com P, são observadas menores proporções de Po (Stevenson & Cole, 1999). Em solos tropicais sob diferentes usos, a participação do Po para o P total variou de 16 a 65 % (Nziguheba & Bünemann, 2005). Na camada superficial de solos sob Cerrado, a contribuição variou de 21 a 34 %, com a maior proporção observada em solo arenoso (Neufeldt et al., 2000; Lilienfein et al., 2000). Em solos sob caatinga da região Nordeste, a contribuição foi de 22 % e chegou a 65 % em um Latossolo muito argiloso sob floresta amazônica (Lehmann et al., 2001b).

Os fungos e as bactérias contêm a maior parte do P nos organismos do solo. Esses microrganismos podem mineralizar Po, mas também imobilizar P a partir da solução do solo. O P da solução do solo pode ser absorvido pelas plantas para produzir biomassa. Assim, a adição de P ao solo via queda de litter, decomposição de raízes e resíduos de culturas, excreções animais e morte de organismos do solo constituem o ponto inicial de formação do Po do solo (Nziguheba & Bünemann, 2005). Grande parte do P aplicado via fertilizantes minerais pode ser incorporada na fração orgânica do P. Depois de 28 dias de incubação de uma fonte mineral de P em um Latossolo da África, observou-se que 90 % foi encontrado na fração de P extraível com NaOH, do qual 42–65 % encontrava-se como Po (George et al., 2006).

O P aplicado na forma mineral ou o ortofosfato liberado na solução do solo via excreção ou lise celular pode ser utilizado imediatamente pela biomassa ou estabilizado pelos componentes do solo (Magid et al., 1996). O P é um componente estrutural de

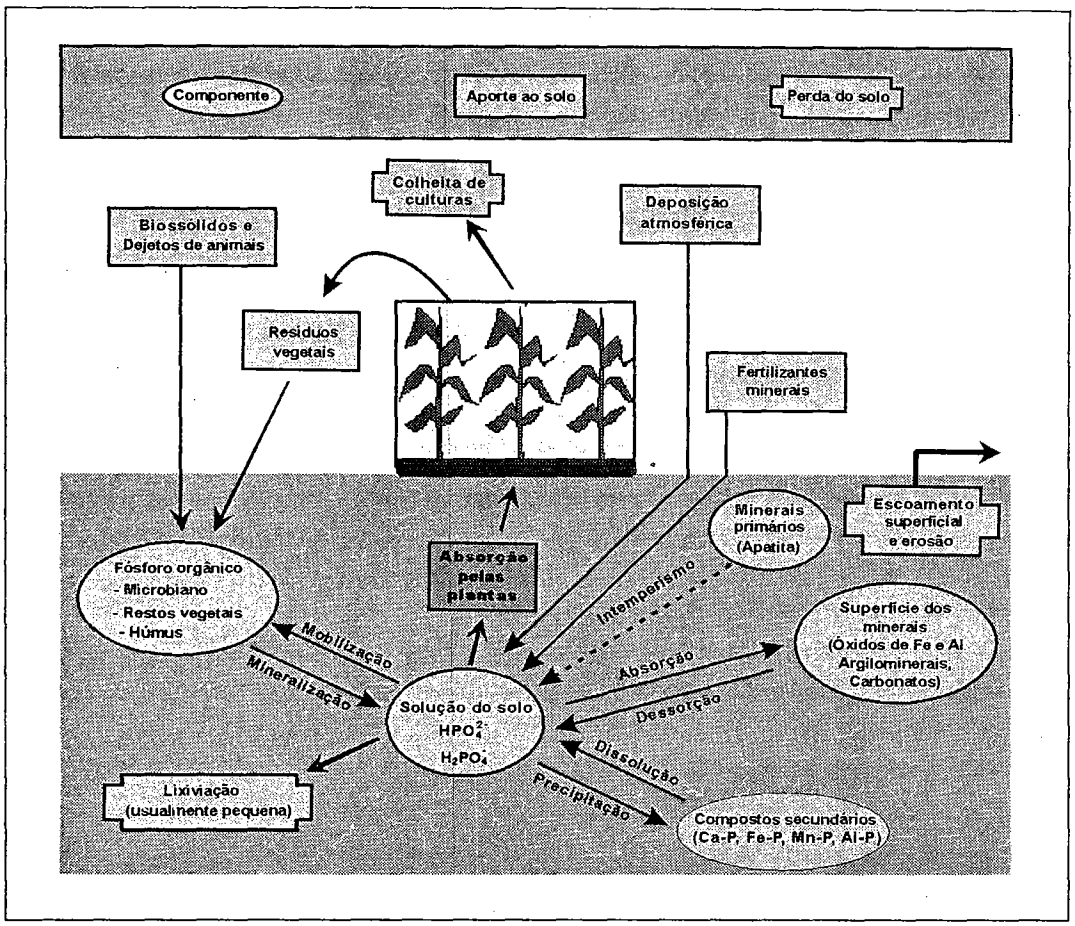


Figura 26. Ciclo do fósforo.
Fonte: Adaptado do International Phoshate Institute.

macromoléculas, tais como ácidos nucléicos (DNA e RNA), fosfolipídeos das membranas. Alguns organismos ainda são capazes de armazenar P na forma de ortofosfato inorgânico ou polifosfatos (Magid et al., 1996). Grande parte das formas orgânicas de P correspondem a ésteres de ácido ortofosfórico, monoésteres (açúcares fosfatados, fosfatos de inositol) e diésteres (ácidos nucléicos, fosfolipídeos) (Anderson, 1980; Magid et al., 1996; Turner et al., 2005). Em geral, a contribuição relativa aos seguintes grupos de compostos fosfatados é observada (Stevenson, 1994): fosfatos de inositol – até 50 %; fosfolipídeos – até 5 %; ácidos nucléicos – até 2,5 %; fosfoproteínas, açúcares fosfatados – menos que 1 %.

A estabilização do Po no solo deve-se, principalmente, à atuação de mecanismos de adsorção envolvendo o grupamento fosfato (Celi & Barberis, 2005), embora interações com grupamentos funcionais de C (como -COOH) sejam possíveis. Reações com grupamento fosfato são mais prováveis ocorrer com fosfatos de monoésteres de baixa massa molecular, em que a presença de vários grupamentos monoésteres aumenta a adsorção. Os fosfatos de diésteres, nos quais o grupamento fosfato encontra-se mais "bloqueado", são mais fracamente adsorvidos e participam mais ativamente no ciclo biológico (Magid et al., 1996). Dentre os principais componentes do Po do solo, encontram-se o myo-Inositol (1,2,3,4,5,6) hexa*kis*fosfato (ácido fítico) (Figura 27). Ele constitui a

principal forma de Po de reserva encontrada em sementes de plantas, contribuindo com 50-80 % de seu P total (Raboy, 2001). Sua predominância no solo está ligada à sua capacidade de formar precipitados insolúveis com Fe, Al e Ca e ser fortemente adsorvido pela superfície de oxihidróxidos de Fe e Al (Leytem et al., 2002; Turner et al., 2002; Gebrim et al., 2004), embora a possibilidade de ser originário de tecido microbiano não possa ser descartada (Oberson & Joner, 2005).

Em solos sob pradaria dos Estados Unidos, verificou-se que os fosfatos monoésteres contribuíam com 32–71 % e os fosfatos diésteres com 7–40 % do total de P. Os ortofosfatos de diésteres encontravam-se mais enriquecidos na fração argila, enquanto os ortofosfatos de monoésteres eram mais enriquecidos nas frações mais grossas. Também foi observado que, à medida que aumentava a temperatura média anual, verificou-se aumento na proporção dos ortofosfatos de díésteres, com decréscimo na proporção dos ortofosfatos de monoésteres, provavelmente como reflexo da maior produtividade vegetal e atividade microbiana (Sumann et al., 1998).

A forma com que o P se liga à matéria orgânica é similar à forma com que o P é adsorvido pelos oxihidróxidos de Fe e Al. Assim, sistemas de manejo que privilegiem o aporte orgânico contínuo podem aumentar a ciclagem do P e aumentar sua disponibilidade para as plantas pelos seguintes mecanismos: (a) bloqueando os sítios de adsorção de P dos oxihidróxidos de Fe e Al; (b) competindo com os sítios de adsorção da fração mineral pelo P solúvel; e (c) deslocando parte do P adsorvido pela fração mineral (Andrade et al., 2003; Guppy et al., 2005).

A capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) de Latossolo Vermelho-Escuro sob sistemas de cultivo com adubos verdes foi avaliada por Silva et al. (1997). Os tratamentos, em ordem decrescente da CMAP foram: solo descoberto > guandu > crotalária > mucuna preta > braquiária > Cerrado. A CMAP apresentou correlação negativa com o teor de MOS (r = -0,705°) e com a taxa de decomposição dos adubos verdes (r = -0,983**). Tomando como referência o Cerrado nativo, no qual foram obtidos os maiores teores de MOS, incrementos na CMAP de 44,2 % foram constatados no solo descoberto. Em relação às

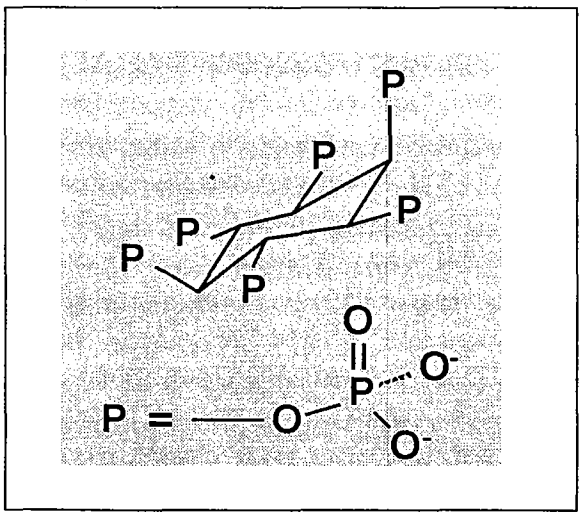


Figura 27. Estrutura do ácido fítico (hexa*kis*fosfato de inositol).

espécies em rotação com a cultura do milho, houve tendência de a gramínea (braquiária) apresentar menores CMAP em relação às leguminosas. Dentre os sistemas com as leguminosas, as arbustivas (crotalária e guandu) apresentarem maior CMAP que a leguminosa decumbente (mucuna preta). Essa redução na CMAP provavelmente resultaria em maior disponibilidade do P aplicado, se outras culturas fossem instaladas posteriormente.

Cavigelli & Thien (2003) reportaram que o plantio de determinados adubos verdes e sua posterior incorporação aumentaram o crescimento e absorção de P por plantas de sorgo plantadas subseqüentemente, mas o extrator Bray-1 não diferenciou os teores de P disponível nos diferentes tratamentos com adubos verdes e mostrou-se limitado para estimar o potencial de suprimento de P por solos onde houve plantio de adubos verdes. A maior disponibilidade de P para as plantas em solos onde se pratica a adubação verde pode resultar da atuação de vários mecanismos, como aqueles já mencionados (Haynes & Mokolobate, 2001; Guppy et al., 2005), bem como da maior e mais diversificada atividade microbiana.

Por exemplo, a aplicação de resíduo vegetal (folhas de *Tithonia diversifolia*) também levou à redução na adsorção de P e aumentou a disponibilidade de P no solo, que era maior que aquela veiculada com o material vegetal, ou até mesmo em relação ao tratamento com a mesma dose de P na forma de superfosfato triplo (Nziguheba et al., 1998), possivelmente graças à produção de ânions orgânicos durante a decomposição, resultando em competição por sítios de adsorção de P. Esse efeito positivo dependeu da qualidade do material adicionado, pois uma dose equivalente em P como palhada de milho não foi tão benéfica. Recentemente, Randhawa et al. (2005) demonstraram que a taxa de mineralização do Po num período de 21 dias foi de 0,06 e 0,27 mg kg^{-1} dia^{-1} de P, respectivamente, em solo sem e com aplicação de adubo verde, evidenciando que a presença de adubo verde também pode melhorar a disponibilidade de P para as plantas por incrementar a taxa de mineralização de Po do solo.

Como já discutido, as espécies de adubos verdes apresentam diferentes potenciais na produção de ácidos orgânicos. O potencial da atuação dos ácidos orgânicos de baixo peso molecular e ácido húmico em diminuir a adsorção e precipitação do P foi investigado por Andrade et al. (2003). Foram adicionados às amostras de Latossolos P na forma de K_2HPO_4 e os ácidos: cítrico (AC), oxálico (AO), salicílico (AS) e ácidos húmicos (AH). O fosfato foi aplicado de três formas diferenciadas: antes, junto e depois da aplicação do ácido. Os efeitos dos ácidos orgânicos na redução da adsorção e precipitação do P foi maior para AC, seguido do AO, AH e AS, em ambos os solos (Quadro 14). Pode-se constatar que o efeito da forma com que os ácidos foram aplicados foi diferenciado entre os solos estudados; no LV, a aplicação de fosfato junto com todos ácidos orgânicos proporcionou as maiores concentrações de P total em solução, o que pode indicar uma competição e, ou, ligação entre fosfato e ácidos aplicados. No LVA, porém, as maiores concentrações de P total em solução foram obtidas quando a aplicação de fosfato foi realizada depois do ácido, o que foi atribuído ao possível bloqueio dos sítios de adsorção pelos ácidos. O LV apresentou teor de argila mais elevado, o que lhe proporcionou maior CMAP, de modo que, segundo os autores, os ácidos orgânicos aplicados podem não ter sido suficientes para bloquear substancialmente os sítios de adsorção.

Quadro 14. Concentração de fósforo total na solução de equilíbrio após a agitação com diferentes ácidos orgânicos, em diferentes relações molares de ácidos orgânicos e fósforo, em diferentes formas de aplicação em amostras de um Latossolo Vermelho argiloso (LV) e de um Latossolo Vermelho-Amarelo textura média (LVA)

Redação molar Ac. Org/P	AC			AO			AH			AS		
	FAA	FJA	FDA	FAA	FJA	FDA	FAA	FJA	FDA	FAA	FJA	FDA
	mg L^{-1}											
	LV											
0,00:1,0	6,15	10,36	9,71	6,05	10,12	9,32	5,74	10,23	9,35	5,85	10,19	9,23
0,50:1,0	7,57	18,81	10,75	5,71	15,25	6,10	7,26	12,75	8,15	7,25	14,75	5,25
0,75:1,0	8,49	19,00	9,70	7,14	16,50	9,80	7,14	13,25	7,25	6,00	13,56	6,85
1,00:1,0	10,10	22,63	11,70	8,18	19,69	10,65	7,35	13,69	7,75	6,01	13,13	6,40
1,50:1,0	13,09	24,06	19,40	10,06	20,56	12,70	7,81	13,44	7,20	6,42	12,50	6,90
2,00:1,0	15,08	28,50	22,05	12,21	23,31	13,60	8,65	15,41	8,30	7,45	13,19	6,30
Média (a)	10,07	20,56	13,89	8,23	17,57	10,36	7,33	13,13	8,00	6, 50	12,89	6,82
Média (b)			14,84			12,05			9,48			8,74
	LVA											
0,00:1,0	14,78	14,69	15,30	14,59	14,54	15,14	14,61	14,57	15,21	14,56	14,49	15,17
0,50:1,0	19,60	40,25	38,95	13,83	34,56	31,65	15,51	23,78	29,70	10,22	25,38	24,75
0,75:1,0	21,53	44,06	42,05	18,18	37,13	35,35	14,28	24,69	30,55	13,80	26,31	27,60
1,00:1,0	23,70	45,44	51,40	20,13	40,69	38,25	18,00	25,50	29,00	14,69	26,59	29,45
1,50:1,0	26,48	47,44	52,95	23,20	43,00	42,40	16,61	27,25	33,75	15,47	26,50	30,75
2,00:1,0	30,05	51,25	60,10	27,43	45,56	58,60	19,30	28,44	46,30	16,43	26,69	32,85
Média (a)	22,69	40,52	43,46	19,56	35,91	36,90	16,55	24,04	30,75	14,20	24,33	26,76
Média (b)		35,56			30,79			23,78			21,76	

AC: Ácido acético; AO: Ácido oxálico; AHh: Ácido húmico; AS: Ácido salicílico; FAA: Fósforo aplicado antes do ácido; FJA: Fósforo aplicado junto do ácido; FDA: Fósforo aplicado depois do ácido; Média (a): Média da forma de aplicação e Média (b): Média do ácido orgânico.
Fonte: Andrade et al. (2003).

O teor de P nas substâncias húmicas é de 0,1 a 1 % e é particularmente abundante nos ácidos húmicos (Varanini & Pinton, 2001). Em extratos de NaOH de solos da região Noroeste do Cáucaso (Rússia), o Po contribuiu com 92–99 % do P total extraído, encontrando-se 52–90 % desse P orgânico nos AH. Análises de caracterização por ^{31}P-NMR revelaram que, do P contido nos AH e AF, os ortofosfatos de monoésteres eram a forma dominante e contribuíam com 40–86 %; os ortofosfato de diésteres, com até 22 % (até 14 %, como açúcares fosfatados); os fosfonatos, com até 8 %; os pirofosfatos, com até 8 %; os polifosfatos, com até 16 %, e as formas não identificadas, com até 6 % (Makarov et al., 1997). Do P orgânico em extratos de NaOH, 64–88 % é ortofosfato de monoésteres, enquanto os ortofosfatos de diésteres (DNA, fosfolipídeos e ácido teicóico) contribuem com 10,9 a 33,4 %. A maior parte do Po no horizonte A desses solos (Cambissolos e Leptosolos) é associada à fração argila, a qual se encontra enriquecida em ortofosfato de monoésteres. Já os ortofosfatos de diésteres encontram-se em proporções semelhantes em todas as frações granulométricas (Makarov et al., 2004). A presença de ortofosfatos de diésteres nas frações mais grosseiras pode explicar, pelo menos parcialmente, a maior

taxa de mineralização dos ortofosfatos de diésteres no solo em relação aos fosfatos de monoésteres, conforme observado por Souza (2004).

Pouco se conhece sobre as formas de Po em solos tropicais. Em solos sob savana na Colômbia, foi observado que o P dos AH encontrava-se na forma de ortofosfato de monoésteres, seguido pelos ortofosfatos de diésteres. Os fosfonatos, ácido teicóico e pirofosfato, estavam presentes em pequenas quantidades. Adicionalmente, observou-se que os AF tinham menor proporção de ortofosfatos de diésteres, mas apresentavam maiores proporções de ortofosfato inorgânico. Em pastagens de *Brachiaria decumbens* bem manejadas, especialmente em consorciação com leguminosas, houve aumento da proporção do P em formas lábeis (fosfonatos e ortofosfatos de diésteres), indicando serem as frações de Po importantes no suprimento de P, quando a fertilização fosfatada era limitada (Guggenberger et al., 1996).

Em solos de região subúmida da Etiópia, verificou-se que os ortofosfatos de monoésteres eram a fração de Po dominante (27–66 %), tendo os ortofosfatos de diésteres contribuído com 9–27 %. A proporção de ácido teicóico era de 7–11 % e de fosfonatos de 2–3 % (Solomon et al., 2002). A proporção de ortofosfatos de diésteres era maior na floresta nativa (25,5 %, média de duas localidades), seguida por florestas plantadas (14 %) e áreas agrícolas (9,5 %). Quando da conversão da floresta nativa para outros tipos de uso, os maiores declínios foram observados para os ortofosfatos de diésteres associados às frações mais grosseiras (silte e areia), as quais se mostravam menos eficientes na estabilização desses compostos, especialmente daqueles derivados da atividade microbiana.

Em um dos poucos estudos que envolveram a caracterização do Po em solos brasileiros, observou-se que, em Latossolos da Zona da Mata mineira cultivados com café no sistema convencional ou sob sistemas agroflorestais, os solos sob esse último sistema de cultivo mantinham teores mais elevados de Po, os quais decresciam menos abruptamente em profundidade em relação aos solos sob sistema convencional. O P orgânico contribuiu, em média, com 47 % do P total, sendo 95 % ortofosfatos de monoésteres e 5 % ortofosfatos de diésteres. Os teores de ortofosfatos de diésteres não diferiram entre os dois sistemas, mas a maior proporção desse grupo de compostos em relação ao sinal total do espectro de ^{31}P-RMN e o seu menor decréscimo em profundidade no sistema agroflorestal levaram os autores a concluir que os sistemas mais conservacionistas podem contribuir para conversão de Pi para formas lábeis de Po, especialmente em camadas mais profundas do solo, reduzindo a transformação do P em formas menos disponíveis para as plantas (Cardoso et al., 2003). Assim, sistemas que favorecem a manutenção de maior proporção de P na biomassa microbiana, tais como os que têm a aplicação conjunta de fertilizantes fosfatados solúveis e adubos orgânicos, parecem ser uma alternativa para manter o P do solo e do fertilizante mais disponível para as plantas, particularmente em solos com alta CMAP (Ayaga et al., 2006).

A importância relativa do Po na nutrição das plantas aumenta sob condições de deficiência de P, resultante dos baixos teores totais de P e, ou, forte adsorção de P pelos oxihidróxidos de Fe e Al no solo. Nessas condições, a ciclagem de formas orgânicas mais lábeis é acelerada, sendo mais importante em solos tropicais altamente intemperizados

(Magid et al., 1996). Deve-se também levar em conta que o aproveitamento das diferentes formas de Po encontradas nos estercos e solos irá variar com a espécie vegetal e o composto orgânico fosfatado. Para ser disponível para as plantas, o Po primeiro deve ser mineralizado, liberando os íons fosfato. A hidrólise das ligações éster fosfato (C-O-P), fosfoanidrido (P-O-P) ou fosfonato (C-P) é geralmente mediada pelas enzimas fosfatases, produzidas no solo principalmente pelos microrganismos (Oberson & Joner, 2005).

Em ambientes naturais, a mineralização do Po pode constituir a principal fonte de P para as plantas, mas, para que a disponibilização do P seja de máximo benefício às plantas, ela deve ocorrer próximo à superfície das raízes. Isso oferece vantagens com relação à competição com os microrganismos pelo P e reações que reduzem a disponibilidade de P (por exemplo: fixação de P), especialmente em solos mais intemperizados. Além de vários outros mecanismos que contribuem para a aquisição de P do solo (por exemplo: secreção de ácidos orgânicos, alteração do pH da rizosfera, etc.), as plantas podem aumentar a produção de fosfatases na rizosfera para aumentar a disponibilidade de P sob condições de deficiência. As fosfatases são separadas em dois grandes grupos: fosfatases ácidas e fosfatases alcalinas, conforme o pH ideal para sua atividade. Elas ainda podem ser divididas em fosfomonoesterases e fosfodiesterases com base na especificidade do substrato (Quiquampoix & Mousain, 2005).

Em relação à nutrição de plantas, as fosfatases de monoéster e diéster extracelulares das raízes são as mais importantes. Elas são encontradas por toda a região apoplástica das raízes (associadas à parede celular ou secretadas como exoenzimas), mas são mais abundantes na região da epiderme (Hubel & Beck, 1996). Estas enzimas são abundantes em hifas de fungos micorrízicos e desempenham papel importante na aquisição de P de formas orgânicas por plantas micorrizadas (Joner et al., 2000). A síntese dessas enzimas é induzida em condições de deficência de P, podendo sua atividade na proximidade das raízes ser aumentada em até 10 vezes, resultando em decréscimo do Po nessa região. No entanto, atualmente ainda pouco se sabe da contribuição direta das plantas para essa resposta, por, na maioria das vezes, ocorrerem incrementos na população microbiana rizosférica (Richardson et al., 2005).

Plantas de várias espécies têm mostrado capacidade limitada para obter P de hexafosfato de inositol, quando cultivadas em meio estéril (Hayes et al., 2000; Richardson et al., 2000; Richardson et al., 2001). Em contraste, a nutrição fosfatada de plantas supridas com hexafosfato de inositol é significativamente aumentada pela inoculação no meio de culturas de microrganismos totais do solo ou com uma espécie isolada de *Pseudomonas* sp. (espécie selecionada com capacidade de liberar P de hexafosfato de inositol). Hayes et al. (2000) relataram que glicose 1-fosfato é uma fonte relativamente disponível às plantas. Richardson et al. (2000) verificaram que plântulas de trigo aproveitaram o P de glicose 1-fosfato equivalentemente à fonte de fosfato inorgânico, atribuindo este fato à produção de fosfomonoesterase pelas raízes. Já a limitada capacidade de aproveitamento de P de hexafosfato de inositol foi atribuída à insuficiente atividade de fitase nas raízes (Richardson et al., 2000). O aproveitamento de P do ácido fítico por espécies forrageiras também foi aumentado pela presença de microrganismos do solo (Richardson et al., 2001). A importância das fosfatases na aquisição de Po foi

demonstrada diretamente pela geração de linhagens transgênicas de trevo subterrâneo (*Trifolium subterraneum* L.) que expressavam fitase proveniente do fungo Aspergillus. Isso resultou num incremento de 77 vezes na atividade da fitase de secretada pelas raízes, o que aumentou em quatro vezes o crescimento das plantas supridas com hexafosfato de inositol como única fonte de P em meio de cultura com baixa capacidade de sorção de P.

No entanto, ganhos em absorção de P e crescimento das plantas transgênicas, quando estas foram cultivadas em solo com alta capacidade de sorção de P, foram bem menores, indicando que a exsudação de fitase extracelular não é o único requerimento para aquisição de P do ácido fítico (George et al., 2004). Possivelmente, o Pi liberado é rapidamente fixado pelos colóides do solo. O aumento na fração Pi-NaOH concomitante à redução de Po-NaOH no solo rizosférico (George et al., 2006) parece suportar tal proposição.

Mais recentemente, em experimento com tithonia (*Tithonia diversifolia*), crotalária (*Crotalaria grahamiana)* e milho, foi demonstrado que as plantas com maior atividade extracelular de fosfatase foram as que mais reduziram o Po da rizosfera em Latossolos deficientes em P (crotalária > tithonia > milho). A principal classe de Po utilizada por plantas de tithonia e trevo subterrâneo transgênico super expressando a enzima phitase foram os monoésteres de fosfato, os quais eram predominantes no Latossolo utilizado (George et al., 2006). Em solos com altos teores de oxihidróxidos de Fe e Al, como os Latossolos, é possível que a principal forma de Po seja o hexafosfato de inositol, o qual é tido como de baixa disponibilidade para as plantas (Turner et al., 2002). No entanto, Chen et al. (2004) observaram que plantas de pinus ectomicorrizadas foram capazes de reduzir os teores de P monoéster do solo, efeito esse atribuito à produção de fosfatases pelo fungo micorrízico. Vergütz et al. (2005) também encontraram que plantas de milho foram capazes de absorver P a partir de hexafosfato de inositol aplicado em um Latossolo argiloso em quantidades comparáveis àquelas aplicadas como fonte mineral de P (fosfato de K).

Desse modo, a biodisponibilidade dos fosfatos de monoésteres, especialmente o hexafosfato de inositol, o qual é a forma de Po que parece predominar em solos com alta capacidade de adsorção de P, é maior do que suposto anteriormente. Assim, o conhecimento das diferentes formas orgânicas em que o P se encontra no solo, bem como a habilidade das plantas em produzir fosfatases, é importante para definir a contribuição do Po para a nutrição fosfatada de diferentes espécies vegetais.

Enxofre

Em regiões de clima mais seco (árido, semi-árido), as formas inorgânicas (como o gesso) são o principal compartimento de S no solo, mas nos solos das regiões úmidas e subúmidas, o S na matéria orgânica geralmente contribui com mais de 90 % do S total (Stevenson & Cole, 1999; Itanna, 2005). Apesar da importância do S do ponto de vista nutricional e sua predominância em formas orgânicas em nossos solos, informações relativas à sua composição e biodisponibilidade são ainda bastante escassas (Veja capítulo X).

Estudos sobre as formas de S orgânico no solo tradicionalmente se baseiam no uso de método indireto por meio da redução de compostos sulfurados para H_2S com ácido

hidroiódico (HI). O S-SO_4^{2-} inorgânico é extraído com KH_2PO_4. Os ésteres de S-SO_4^{2-} são obtidos pela diferença entre o S reduzível por HI e S-SO_4^{2-} inorgânico. Como o HI não reduz as ligações S-C (aminoácidos) e R-SO_3-H (sulfonato), o S ligado ao C é considerado como sendo a fração do S orgânico total que não é reduzida pelo HI. Dessa forma, o S orgânico do solo tem sido separado em três frações com reatividade diferenciada: (a) S reduzível por ácido hidroiódico (HI), composta por ésteres de SO_4^{2-}; (b) S reduzível pelo método Raney-Níquel, composta, principalmente, por aminoácidos, e (c) S residual ligado a C, composta por sulfonatos e S heterocíclico (Kertesz & Mirleau, 2004; Solomons et al., 2005). Em 21 solos de pradaria na América do Norte, sob diferentes regimes de temperatura e precipitação, foi observado que 62 % to S total encontrava-se associado à fração argila e, ao contrário do COT e N, foi pouco afetado pelas condições climáticas (Amelung et al., 1998). A maior proporção do S-compostos orgânicos no solo está presente na estrutura dos aminoácidos, contribuindo com cerca de 30 % (Freney, 1986). Em 18 solos florestais dos EUA avaliados por Autry & Fitzgerald (1990), o S-sulfonato foi maior que 40 % do S total no horizonte O_1 e maior que 50 % no horizonte O_2 da maioria dos solos. Os teores de S-aminoácido foram menores que os de S-sulfonato nesses horizontes orgânicos e menores que os de S-sulfonato e ésteres de sulfato nos horizontes minerais. A participação do S-aminoácidos geralmente não ultrapassou 25 % do S total.

Cerca de 30 a 70 % das formas orgânicas de S do solo podem ser reduzidas para H_2S, estando grande parte do S reduzido na forma de éster (C-O-S) ou C-N-S. O S ligado diretamente ao C não é reduzido. Dessa forma, sua dinâmica pode ser semelhante à do N e do P. Geralmente, os teores de S orgânico são menores em solos com cultivos intensivos em comparação àqueles sob vegetação nativa ou pastagens melhoradas. Em solos de pradaria da América do Norte, observou-se que 96 % do S dos solos encontrava-se na forma orgânica, sendo o S ligado ao C o principal compartimento (Wang et al., 2006). A conversão de pradarias em áreas de cultivo reduziu o S orgânico principalmente do compartimento éster sulfato (39 %), em comparação a uma redução de 25 % no S ligado a C. O S orgânico total e o S éster sulfato decresceram com o incremento na temperatura média anual, mas foram pouco influenciados pelas diferenças em precipitação, indicando ser a temperatura fator importante que controla a dinâmica do S nesses solos.

Análises mais refinadas de substâncias húmicas extraídas das frações granulométricas de solos da Etiópia por XANES (X-ray Absorption Near-Edge Spectroscopy) encontraram formas bastante reduzidas (sulfetos, dissulfetos, tiols e tiofenos), oxidação intermediária (sulfoxetos e sulfonatos), além de formas de S altamente oxidadas (éster sulfatos). O S em estados intermediários de oxidação foram as formas dominantes para SH extraídas da fração argila, contribuindo com 39–50 %, dos quais 66–96 % eram sulfonatos, enquanto formas altamente oxidadas eram dominantes (39–50 %) na SH extraídas da fração silte. Os efeitos na mudança de uso do solo foram observados nas formas mais reduzidas e em estados intermediários de oxidação, principalmente das formas mais lábeis de S ligado ao C, sendo tal proporção maior no solo sob floresta, decrescendo substancialmente em solos cultivados (Solomons et al., 2003).

Para solos da África do Sul, originalmente sob pastagens nativas de altitude, Solomon et al. (2005) reportaram que mais que 97 % do S total encontrava-se na forma orgânica.

Os teores de S orgânico estiveram correlacionados com o C orgânico (r = 0,91***), indicando a íntima associação entre o ciclo desses dois nutrientes. O S éster sulfato com ligações do tipo R-O-SO_3-H, presentes em aril sulfatos, glucose sulfato, colina sulfato, crondrotina sulfato e keratina sulfato, contribuiu com 11–30 % do S orgânico total. O S ligado ao C com ligações do tipo R-SO_3-H, em sulfonatos, e ligações R-S, em aminoácidos, contribui com 70–89 % do S orgânico total. Ao longo de aproximadamente 100 anos de cultivo houve redução de 45 % no S orgânico, comparativamente inferior aos 65 % para C e 55 % para N, indicando menor susceptibilidade a perdas do S orgânico em relação ao C e N, quando os solos são submetidos ao cultivo. No período inicial de cultivo, as perdas foram maiores para o compartimento de S ligado ao C do que do S éster sulfato, mas, em períodos maiores de cultivo, as perdas do segundo foram maiores que as do primeiro, com apenas 40 % do S éster sulfato inicial permanecendo no solo após 90 anos de cultivo (Solomons et al., 2005). Análises de SH extraídas desses solos por XANES revelaram que as formas altamente oxidadas, como os ésteres sulfatos, eram as predominantes (39–55 % do S orgânico total), seguidas pelas formas em estádio intermediário de oxidação (30–37 %). Apenas 17–24 % do S das SH encontrava-se em formas altamente reduzidas (Solomons et al., 2005). Xia et al. (1998) também verificaram que as formas altamente oxidadas de S eram as que predominavam em SH extraídas de solos.

Usando a mesma técnica de XANES para solos da Nova Zelândia, China e Reino Unido, verificou-se que as formas mais oxidadas, intermediárias e mais reduzidas contribuíam com, respectivamente, 22–53, 33–50 e 14–32 % do S orgânico das SH, respectivamente. Solos bem aerados sob cultivo de espécies anuais apresentaram maiores proporções de S na forma altamente oxidada que os mesmos solos sob pastagem, enquanto solos sob cultivo de arroz inundado tiveram maior proporção de S em formas mais reduzidas. A conversão de solos sob cultivos anuais em florestas ou pastagens e adição de esterco colaboraram para redução na proporção das formas de S mais oxidadas com aumentos proporcionais nas formas mais reduzidas e em estádios intermediários de oxidação (Zhao et al., 2005). A conversão de florestas de *Podocarpus falcatus* em plantios de *Eucalyptus globulus* (21 anos de idade) em Nitossolos de origem vulcânica na Etiópia não ocasionou redução nos teores de COT, NT e S total, mas houve decréscimo nos seus teores na fração areia e pequeno incremento na fração argila (Ashagrie et al., 2005).

A dinâmica do S no solo é ditada por processos de imobilização e mineralização, ambos mediatos pela atividade microbiana. Embora parte do S orgânico do solo possa ser derivado diretamente de compostos de plantas e animais (aminoácidos sulfurados, sulfolipídeos, etc.), evidências recentes indicam que grande parte do S orgânico do solo é sintetizado *in situ*. Estudos usando ^{35}S como traçador demonstraram que a maior parte do ^{35}S-SO_4^{2-} aplicado ao solo é rapidamente (semanas) incorporado no compartimento éster sulfato (reduzível por HI) e, mais lentamente, na fração de S ligada ao C. Na presença de fonte lábil de C (glicose, celulose), e particularmente com suplementação com N, essa imobilização de S na biomassa é aumentada em razão do estímulo ao crescimento microbiano (Ghani et al., 1993; Eriksen, 1997; Zhang et al., 2001; Vong et al., 2003), particularmente na estrutura de bactérias (Ghani et al., 1993), visto que a biomassa microbiana contém cerca de 40 % de C e 1 % de S (Kertesz & Mirleau, 2004). Esse processo de incorporação do S às estruturas orgânicas é aeróbio (Spratt, 1997).

A mineralização ocorre concomitantemente ao processo de imobilização. O compartimento de S orgânico que mineraliza mais rapidamente é aquele que foi imobilizado mais recentemente (Kertesz & Mirleau, 2004). O S é inicialmente imobilizado no compartimento S éster sulfato, o qual é mais susceptível à hidrólise enzimática, e então é lentamente convertido em S ligado ao C, mais resistente à hidrólise enzimática, por intermédio da atividade microbiana (Castellano & Dick, 1991). Após a morte dos microrganismos, o S ligado ao C entra para o compartimento de S ligado a C do solo.

A taxa de mineralização do S orgânico depende de práticas de manejo e de culturas envolvidas, provavelmente em virtude da diferenças na população microbiana da rizosfera (Kertesz & Mirleau, 2004). Solos sob floresta apresentam maior taxa de mineralização, seguido por solos de pastagem e, por último, por solos sob cultivos anuais (Knights et al., 2001).

Utilizando técnica da diluição isotópica do ^{35}S, determinou-se que a mineralização bruta de S durante um período de 53 dias estava mais diretamente relacionada com as quantidades de S na forma reduzida e intermediária do que nas formas mais oxidadas (Zhao et al., 2005), evidenciando serem formas de S ligadas ao C a principal forma de S orgânico mineralizada no curto prazo. As sulfatases são as enzimas envolvidas na mineralização do S orgânico no solo. A arilsulfatase é umas das principais enzimas envolvidas na mineralização do S na forma de ésteres sulfatos e, ao contrário do que se imaginava no passado, essa enzima parece ser de natureza predominantemente intracelular (Kertesz & Mirleau, 2004); ou seja, os compostos orgânicos sulfurados são absorvidos por transportadores específicos para serem hidrolisados internamente. A atividade da arilsulfatase correlaciona-se com as populações de microrganismos heterotróficos, e é maior em solo sob floresta nativa em comparação a solos de pastagem e cultivos anuais (Pinto & Nahas, 2002).

Na maioria dos solos, a principal fonte de S para as plantas advém da mineralização da MOS. A mineralização líquida de S após quatro cultivos sucessivos de arroz inundado e milho em solo bem aerado ocorreu tanto nas frações reduzíveis por HI, S reduzível por Raney-Niquel e S não-reduzível, indicando que todas as frações de S orgânico contribuíram para suprir S para as plantas. A quantidade mineralizada foi maior no solo inundado. Em média, 70 e 82 % do S absorvido nos quatro cultivos pelas culturas de milho e arroz, respectivamente, foram derivados do S orgânico (Li et al., 2001). No entanto, experimentos de exaustão de S em solo inundado, usando arroz como planta-teste, indicou que o S era derivado principalmente do compartimento éster sulfato (Zhou et al., 2005).

Em cinco cultivos sucessivos de sorgo em Latossolos brasileiros com diferentes capacidades de adsorção de S, Ribeiro Jr. et al. (2001) encontraram que, no curto prazo, a disponibilidade do S era ditada por uma fração orgânica lábil e outra mais recalcitrante. Em solos com baixa e média capacidade de adsorção de S, a disponibilidade no curto prazo era controlada pela fração de S orgânico lábil, enquanto, em solos com alta capacidade de adsorção de S, as frações minerais passaram a controlar a disponibilidade de S para as plantas. A natureza dos compostos orgânicos dessas frações não foi avaliada. A aplicação de fertilizantes que continham S em um Latossolo da Amazônia aumentou a proporção do S-éster sulfato em relação a solos não fertilizados, mas reduziu a proporção

de S inorgânico solúvel e de S-ligado ao C. A incorporação do S de fertilizantes minerais em compartimentos orgânicos pode contribuir para reduzir as perdas de S por lixiviação (Lehmann et al., 2001b).

Relações C/N, C/P e C/S

A mineralização do N, P e S da MOS ocorre simultaneamente com a do C. De modo geral, haverá mineralização líquida desses nutrientes quando as relações C/N, C/P e C/S forem, respectivamente, menores que 30, 200 e 300. Isso indica que o requerimento relativo de N pelos microrganismos é maior que o de P, que, por sua vez, é maior que o de S, bastando apenas que o resíduo orgânico adicionado ao solo tenha uma relação C/N > 30 para que o processo de imobilização de N predomine em relação à mineralização deste nutriente. De acordo com Zech et al. (1997), no decorrer de um ano, 55 a 70 % do C de todo resíduo vegetal e animal retornado ao solo é liberado na atmosfera como CO_2, porém a diferentes taxas pelas frações que compõem a MOS. Considerando as formas orgânicas de N, P e S, conclui-se que, durante o processo de mineralização da matéria orgânica, a taxa de liberação desses elementos será distinta, fazendo com que os processos de acúmulo e mineralização de C e N sejam distintos do P e S.

Pode ocorrer competição entre o material orgânico adicionado e a planta pelos nutrientes da solução do solo. Quando os processos de mineralização predominam em relação aos de imobilização, a matéria orgânica funcionará como fonte de nutriente e, conseqüentemente, aumentará a disponibilidade deste para as plantas. Do contrário, quando a imobilização prevalece sobre a mineralização, a matéria orgânica passa a reter o nutriente, diminuindo sua disponibilidade para as plantas. Esse processo depende de outros fatores, tais como tempo de conversão da área de vegetação natural para área agrícola, estádio de degradação do solo e tempo de adoção de sistemas agrícolas com aporte constante de matéria orgânica.

Nos primeiros anos, após a conversão da área florestal para produção de alimentos, a MOS deve funcionar como fonte de nutrientes, visto que, com a alteração do equilíbrio, há rápida decomposição da MOS e liberação de nutrientes associados. Quando o sistema alcança novo equilíbrio, com menores teores de MOS e nutrientes que aqueles originais, inicia-se maior equilíbrio entre as taxas de mineralização e imobilização de nutrientes, prevalecendo, com o tempo, a imobilização de nutrientes.

Com a adoção de práticas agrícolas que priorizem o aporte orgânico, tal como o plantio direto e agroflorestal, espera-se que, nos primeiros anos, quando as taxas de acúmulo de MOS são altas, a matéria orgânica funcione imobilizando e competindo pelos nutrientes. Nos anos seguintes, quando os incrementos nos teores de MOS são muito pequenos ou inexistentes, espera-se que o sistema orgânico acarrete equilíbrio entre os processos de imobilização e mineralização. Com o tempo, o aporte de nutrientes ao solo via deposição de resíduos vegetais da parte aérea e das raízes será maior que a quantidade de nutrientes imobilizados pela biomassa microbiana e pelos compartimentos física e quimicamente protegidos da MOS. Só a partir desse ponto, a MOS expressará, ao máximo, seu potencial de mineralização de nutrientes. Essa dinâmica das diferentes frações da MOS é especialmente importante para se entender as mudanças na

disponibilidade de nutrientes, especialmente de N em solos após a adoção do SPD, como ilustrado por Sá et al. (1998) (Figura 28). Assim, em solos sob SPD e com emprego de adubos verdes leguminosas, a demanda por fertilizantes nitrogenados tende a diminuir ao longo do tempo de sua adoção.

Observa-se que os diferentes compartimentos da MOS atuam de forma diferenciada na liberação de nutrientes, visto que apresentam diferentes taxas de ciclagem. Por apresentarem maiores tempos de ciclagem, os compartimentos física e quimicamente protegidos da MOS funcionam mais como reservatório do que como fornecedor de nutrientes para as plantas. Como exemplo, tem-se a elevada demanda de N no processo de formação e estabilização das substâncias húmicas; e na formação de complexos organometálicos de alta estabilidade (proteção coloidal), como aqueles que se formam com o Ca no horizonte A de solos calcários, particularmente nas Rendzinas. O não-revolvimento do solo, além de aumentar o tamanho dos compartimentos física e quimicamente protegidos, também favorece o aumento o tempo de ciclagem dos nutrientes desses compartimentos da MOS, quando comparado ao dos sistemas agrícolas que revolvem o solo.

Em solos altamente intemperizados com alta capacidade de fixação de P, a taxa de decomposição pode ser mais influenciada pela disponibilidade de P do que de N. A baixa disponibilidade de P limita a atividade microbiana e isso é particularmente importante na decomposição de resíduos e ciclagem da MOS em florestas tropicais sobre solos deficientes em P (Cleveland et al., 2002). Em solos com baixos teores de P a incorporação de materiais vegetais pode levar à imobilização temporária de P, principalmente em estruturas fúngicas (Salas et al., 2003). Istedt & Singh (2005)

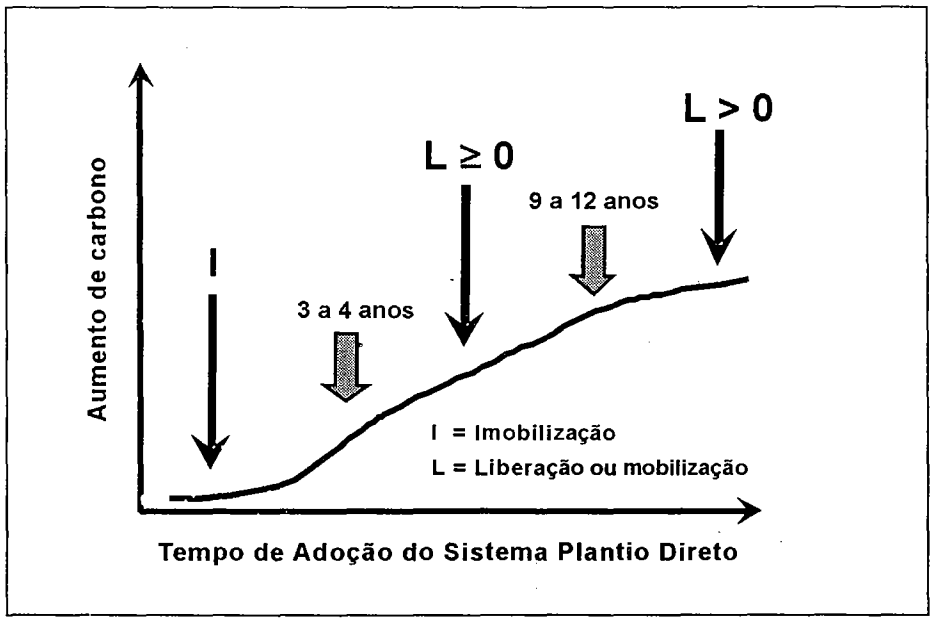


Figura 28. Incremento do COT e predominância de processos de mineralização e imobilização do N com o tempo de adoção do sistema plantio direto.
Fonte: Sá et al. (1998).

observaram que a máxima respiração microbiana era limitada quando havia bom suprimento de C lábil, enquanto a taxa inicial de respiração era mais limitada pelo P. Por outro lado, quando se aplicou material compostado, a ausência de N levou às menores taxas de respiração. Assim, materiais vegetais com maior teor de P resultam em menor relação P/C na biomassa microbiana e podem ser vantajosos na reposição do P disponível em solos pobres no nutriente (Kwabiah et al., 2003).

A taxa de decomposição dos resíduos no solo e potencial de acumulação de nutrientes por espécies de adubos verdes são importantes características à predição da ciclagem dos mesmos no solo. Espécies de adubos verdes cultivados isoladamente e em consórcio apresentam potenciais diferenciados na liberação de nutrientes. A liberação de P, por exemplo, foi mais gradual quando foram realizados consórcios com a ervilhaca em relação ao cultivo isolado da ervilhaca. Aos 29 dias iniciais, no cultivo da ervilhaca isolada, o P remanescente na biomassa foi de, aproximadamente, 40 %, no consórcio com 15 % aveia preta (AP) + 85 % ervilhaca (EC), aumentou para 60 %, no consórcio com 45 % AP + 55 % EC, o aumento foi de 67 %. Entretanto, o maior potencial de acumular P (3,77 g kg^{-1} de MS) foi obtido no sistema composto por 15 % aveia preta + 85 % ervilhaca (Giacomini et al., 2003).

A consorciação de gramíneas com leguminosas reduz a taxa de decomposição da fitomassa em virtude da alteração de suas características químicas. Aita & Giacomimi (2003) obtiveram reduções nas concentrações de N total, N e C solúveis em água com o aumento na proporção de matéria seca de aveia preta no sistema que contém 51 % de aveia preta e 49 % ervilhaca. Portanto, a alteração nessas características e em outras, como lignina, celulose, hemicelulose, pode modificar a cinética de decomposição e o padrão de liberação de nutrientes (Quadro 15).

Quadro 15. Coeficientes de correlação linear simples entre as quantidades residuais de matéria seca e de nitrogênio com algumas características dos resíduos culturais, nas coletas realizadas aos 29, 82 e 182 dias da distribuição das bolsas de decomposição no campo

Variável	N[1]	C/N	Nsa	Csa	Csa/Nsa	CEL	HEM	LIG	LIG/N
				Matéria seca remanescente					
29 dias	-0,994***	0,951**	-0,987**	-0,956**	0,714	0,992**	0,559	-0,392	0,897*
82 dias	-0,993***	0,951**	-0,985**	-0,892*	0,798	0,986**	0,434	-0,277	0,950**
182 dias	-0,967*	0,967**	-0,942**	-0,902*	0,704	0,949**	0,518	-0,389	0,899*
				Nitrogênio remanescente					
29 dias	-0,987**	0,947**	-0,982**	-0,853	0,8523	0,986***	0,433	-0,297	0,960**
82 dias	-0,982**	0,920*	-0,983**	-0,830	0,878	0,994***	0,485	-0,326	0,937**
182 dias	-0,946**	0,979**	-0,915*	-0,977**	0,552	0,882*	0,818	-0,698	0,701

[1] N: Nitrogênio; Nsa: Nitrogênio solúvel em água; Csa: Carbono solúvel em água; CEL: Celulose; HEM: Hemicelulose e LIG: Lignina. *, **e ***: Significativos a 5, 1 e 0,1 %, respectivamente.
Fonte: Aita & Giacomini (2003).

Após a aplicação de 16 resíduos vegetais com teores de S variando de 0,8 a 8,1 g kg^{-1}, observou-se que a taxa de ciclagem variou de 58 % de imobilização no trevo da Pérsia (*Trifolium resupinatum*) e 76 % de mineralização no "winter cress" (*Barbarea verna*). A mineralização líquida de S esteve relacionada com a relação C/S dos materiais e foi maior para materiais com menor teor de lignina. Materiais com maior relação C/S apresentaram maior imobilização. A imobilização bruta correlaciou-se com a relação C/N do material vegetal. A mineralização líquida, medida pela absorção por plantas, ocorreu para materiais com relação C/S abaixo de 230. A imobilização pareceu ser ditada pela quantidade de C lábil disponível logo após a incorporação dos resíduos, enquanto a mineralização dependeu mais da hidrólise bioquímica dos compostos orgânicos que continham S (Eriksen, 2005).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A matéria orgânica é um componente chave para manutenção da qualidade física, química e biológica dos solos e, como conseqüência, para sustentabilidade dos sistemas produtivos no médio e longo prazo. Muitos pesquisadores têm focado suas atenções para o papel da matéria orgânica do solo (MOS) no seqüestro do C e ciclo global do C. Outros têm dedicado esforços aos aspectos mais básicos de sua gênese e constituição. Estudos mais recentes têm possibilitado avançar o entendimento sobre a gênese e composição molecular da MOS, além de fornecer subsídios para prever melhor sua estrutura. Os resultados das pesquisas recentes têm demonstrado que a MOS é mais alifática do que acreditado no passado e a existência de polímeros de alta massa molecular tem sido questionada. Para solos orgânicos jovens, existem evidências de que as substâncias húmicas são de fato supramoléculas ou agregados de fragmentos de macromoléculas derivados de resíduos vegetais e microrganismos estabilizados pela ação de ligações químicas fracas e pontes metálicas.

Embora as substâncias húmicas constituam a fração da matéria orgânica mais abundante nos solos, os resultados de pesquisas suportam a idéia de que frações mais lábeis com um tempo de ciclagem mais curto, tal como a matéria orgânica leve e, ou, particulada, podem ser indicadores mais sensíveis às diferentes práticas de manejo.

Nos solos tropicais altamente intemperizados os oxihidróxidos de Fe e Al são componentes importantes na estabilização da MOS que, por sua vez, juntamente com essas argilas, contribui substancialmente para melhorar a agregação e estrutura do solo. O incremento e a manutenção da MOS nos trópicos, como na região dos cerrados, tem-se mostrado mais difícil do que na região subtropical da região Sul do Brasil. A adoção do plantio direto tem contribuído, substancialmente, para a melhoria tanto quantitativa quanto qualitativa da matéria orgânica do solo, resultando em melhorias substanciais nas características físicas e químicas do solo. Os melhores resultados têm sido conseguidos em sistemas de cultivo onde se adota a rotação de culturas, inclusão de adubos verdes (especialmente leguminosas), evidenciando a importância do maior aporte de resíduos e do N orgânico na manutenção da MOS. A integração agricultura-pecuária

também tem-se mostrado bastante promissora, visto que as pastagens bem manejadas são eficientes no aporte de matéria orgânica, especialmente via atividade radicular. Embora seja freqüentemente ignorado, o sistema radicular é, aparentemente, o que mais contribui para o aporte de MOS. A adoção de sistemas agroflorestais também apresenta grande potencial quanto à manutenção e recuperação das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, em decorrência do constante aporte orgânico, da cobertura do solo, da preservação de microclima mais ameno e de manutenção e otimização da ciclagem de nutrientes.

Apesar do grande avanço constatado, existem algumas lacunas no conhecimento sobre a matéria orgânica do solo que requerem a dedicação de esforços futuros, a saber:

- definir indicadores de solo para estimar o potencial de fixação de C–CO_2 em C orgânico do solo;
- avaliar a participação de formas orgânicas de N derivadas de adubos verdes e outros materiais de origem vegetal e animal na síntese de substâncias húmicas;
- avaliar a composição molecular e os aspectos estruturais da matéria orgânica de solos sob diferentes usos e manejos;
- estimar a participação de formas orgânicas de N, P e S na nutrição de plantas, especialmente em solos manejados sob práticas conservacionistas;
- desenvolver e validar modelos de simulação da dinâmica do C e outros nutrientes, bem como avaliar a taxa de liberação de nutrientes de materiais orgânicos e sua absorção pelas plantas, em condições tropicais;
- quantificar a contribuição do sistema radicular (incluindo rizodeposição) para o aporte de MOS;
- refinar os modelos de agregação de solos e a participação da matéria orgânica (viva e não-vivente) em solos mais intemperizados;
- avaliar a viabilidade da incorporação profunda de resíduos (mecânica e, ou, biologicamente) para estabilizar a matéria orgânica e renovar a capacidade de seqüestro de C nas camadas superficiais;
- quantificar a contribuição de dejetos animais para a MOS;
- avaliar estoques e qualidade da matéria orgânica em solos sob culturas perenes e em florestas cultivadas;
- enfocar experimentos de longa duração, em que sejam avaliados os efeitos de diferentes usos e manejos sobre a quantidade e qualidade da MOS.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq, CAPES e FAPEMIG, pelo suporte financeiro e bolsas de estudo e pesquisa. À Emanuelle Mercês Soares, doutoranda no DPS-UFV, pelo auxílio constante na elaboração deste trabalho.

VII - NITROGÊNIO

Heitor Cantarella[1/]

[1/] Centro de P&D de Solos e Recursos Ambientais. Instituto Agronômico – IAC. Av. Barão de Itapura 1481, Caixa Postal 28, CEP 13001-970 Campinas (SP).
cantarella@iac.sp.gov.br

Conteúdo

INTRODUÇÃO 376
CICLO DO NITROGÊNIO 376
DINÂMICA DO NITROGÊNIO NO SOLO – FORMAS E PROCESSOS 379
Mineralização-Imobilização do Nitrogênio no Solo 382
Nitrificação 388
Desnitrificação 391
FIXAÇÃO BIOLÓGICA DO N_2 395
O NITROGÊNIO E O AMBIENTE 397
PERDAS DE NITROGÊNIO DO SISTEMA SOLO-PLANTA 400
Lixiviação de Nitrato 400
Volatilização de Amônia 405
Perdas de Nitrogênio Via Foliar 413
Perdas de Nitrogênio em Solos Inundados 414
FONTES DE NITROGÊNIO 416
Adutos de Uréia e Adição de Produtos Acidificantes 421
Fertilizantes de Liberação Lenta ou Controlada 422
Fertilizantes Estabilizados 426
AVALIAÇÃO DA DISPONIBILIDADE DE NITROGÊNIO 432
DEMANDA DE NITROGÊNIO PELAS CULTURAS 437
INTERAÇÃO DO NITROGÊNIO COM OUTROS NUTRIENTES 438
EFICIÊNCIA DE USO DO NITROGÊNIO DE FERTILIZANTES MINERAIS E ORGÂNICOS 440
MANEJO DA ADUBAÇÃO NITROGENADA 443
LITERATURA CITADA 449

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

INTRODUÇÃO

O N é constituinte de vários compostos em plantas, destacando-se os aminoácidos, ácidos nucléicos e clorofila. Assim, as principais reações bioquímicas em plantas e microrganismos envolvem a presença do N, o que o torna um dos elementos absorvidos em maiores quantidades por plantas cultivadas. Além disso, o N apresenta grande versatilidade nas reações de oxirredução e está presente em vários estados de oxidação, desde formas bastante reduzidas (-3), como o NH_4^+, até oxidadas (+5), como o NO_3^-, o que lhe confere especial importância nos ciclos biogeoquímicos e no metabolismo das plantas. Por exemplo, cerca de um quarto do gasto energético dos vegetais está relacionado com as várias reações envolvidas na redução de nitrato a amônio e a subseqüente incorporação do N às formas orgânicas nas plantas (Epstein & Bloom, 2005).

O ciclo do N no sistema solo-planta é bastante complexo. A maior fração do N do solo está na forma orgânica, presente na matéria orgânica em diferentes moléculas e com variados graus de recalcitrância, ou como parte de organismos vivos. Algumas formas ou frações de N têm meia vida de poucos dias, enquanto outras, de séculos. O N pode ingressar no sistema solo-planta por deposições atmosféricas, fixação biológica – simbiótica ou não, adubações químicas ou orgânicas. Por outro lado, pode sair por meio de remoção pelas culturas e variados mecanismos de perdas, que incluem lixiviação e volatilização. O ciclo do N é controlado por fatores físicos, químicos e biológicos e afetado por condições climáticas difíceis de prever e controlar.

Este elemento é empregado em grandes quantidades na agricultura moderna na forma de fertilizantes. Para a maior parte das culturas, representa o nutriente mais caro. Com o domínio dos processos industriais para a conversão do N_2 atmosférico em NH_3, no começo do século XX, teve início a fabricação de fertilizantes nitrogenados sintéticos, que vêm sendo utilizados em larga escala. Mais da metade dos fertilizantes nitrogenados sintéticos foi usada no mundo unicamente nos últimos 25 anos (Mosier & Galloway, 2005). Acredita-se que o aumento da produção agrícola resultante do emprego de fertilizantes nitrogenados permita sustentar cerca de 40 % da atual população do planeta, o que não seria viável sem esse insumo (Mosier & Galloway, 2005).

Os fertilizantes nitrogenados são produzidos principalmente a partir de combustíveis fósseis, não-renováveis. Quando utilizado em quantidades excessivas ou condições desfavoráveis, o N pode ser perdido e, ao ser transferido para outros locais ou ecossistemas, converter-se em poluente de águas superficiais ou subterrâneas e da atmosfera.

O entendimento das principais reações que regem o comportamento do N no sistema solo-planta é, portanto, fundamental para o adequado manejo da agricultura moderna.

CICLO DO NITROGÊNIO

O ciclo do N no solo está ligado ao ciclo global do N na natureza. Dados compilados por Stevenson (1982) indicam que a maior parte do N na terra está na litosfera ($1,6 \times 10^{11}$ Tg),

principalmente como constituinte de rochas ígneas da crosta e do manto terrestre, do núcleo do planeta e de sedimentos fósseis e marinhos. A porção nos solos terrestres, na forma de matéria orgânica ou NH_4^+ fixado em argilas, é relativamente modesta ($2,4 \times 10^5$ Tg) comparada ao total da litosfera. Outro grande reservatório de N no planeta é a atmosfera, onde o N molecular (N_2) compõe 78 % dos gases: $3,9 \times 10^9$ Tg. O N_2 tem uma tripla ligação $N \equiv N$, bastante estável, que torna esse gás muito pouco reativo. O N contido na hidrosfera, especialmente nos oceanos, é de cerca de $2,3 \times 10^7$ Tg, dos quais o N_2 representa mais de 95 % do total; outras frações incluem NH_4^+, NO_3^-, NO_2^- e matéria orgânica particulada ou dissolvida. As estimativas do estoque da biosfera são menos exatas, mas apontam para valores de cerca de $2,8 \times 10^5$ Tg (Stevenson, 1982).

Em escala global, o N é importante por ser um elemento-chave para a produtividade de todos os ecossistemas. Algumas áreas do mundo, tais como partes da África, Ásia e América Latina, não têm N suficiente para sustentar adequadamente suas populações. Por outro lado, em outras, há excesso de N decorrente da baixa eficiência do uso desse elemento no sistema produtivo e da queima de combustíveis fósseis, que podem transformar o N em poluente. Em ambos os casos, leva-se em conta apenas o N reativo (Nr), que engloba as formas biologicamente ativas e fitoquimicamente reativas na atmosfera e biosfera, e inclui formas reduzidas (NH_3, NH_4^+), inorgânicas oxidadas (NO_3, HNO_3, NO_x, N_2O) e compostos orgânicos (uréia, aminas, proteínas, etc.), mas exclui o N_2 atmosférico (Galloway et al., 2004).

Os valores de produção global de Nr trazem grandes incertezas por serem muitos dados estimados com pouca acurácia (Quadro 1). O aporte de Nr em sistemas naturais representa mais da metade daquele de origem antropogênica. A fixação biológica de N_2 é, de longe, a fonte mais importante nos sistemas naturais. O aporte de N é contrabalançado por perdas, que retornam parte do N à atmosfera como N_2. As fontes de Nr antropogênicas podem, em princípio, afetar o equilíbrio do sistema e causar poluição pontual (contaminação de águas) ou dispersa (eutroficação e apoxia em lagos, estuários e mares). As estimativas de fixação biológica de N_2 em regiões tropicais, inclusive no Brasil, são relativamente precárias, especialmente aquelas que ocorrem em pastagens, cana-de-açúcar e em outros processos não-simbióticos em gramíneas, além daquelas que ocorrem em sistemas naturais (Filoso et al., 2006). As estimativas de adição antropogênica de N ao ambiente no Brasil são de cerca de 10 Tg ano^{-1}, mas a fixação biológica natural de N_2 é da mesma ordem de grandeza (Quadro 1). Esta não inclui o N_2 fixado na produção de soja, estimada em 3,2 Tg ano^{-1} de N, equivalente aproximadamente a um terço do N adicionado ao ambiente por ação do homem, e é superior à quantidade de N adicionada como fertilizante (Filoso et al., 2006).

Comparado com as médias mundiais (Quadro 1) e com a dos países desenvolvidos, o Brasil contribui relativamente pouco com fontes antropogênicas de Nr para o ecossistema global. O aporte de N pela fixação simbiótica em áreas cultivadas excede em muito aquele feito como fertilizantes sintéticos. A quantidade de N proveniente de combustíveis fósseis também é relativamente pequena graças à matriz energética brasileira; sua contribuição é localizada apenas nas regiões industriais do Centro-Sul (Filloso et al., 2006).

Quadro 1. Aporte de nitrogênio[1] reativo no Brasil e em escala global

Aporte de N	Brasil 2002	Mundo 1995
	Tg ano^{-1} de N	
Sistemas Naturais		
Relâmpago	0,5	5
FBN[2] terrestre	10,9	107
FBN oceanos	-	121
Subtotal	11,4	233
Origem antropogênica		
Fertilizantes	2,5	100
FBN áreas cultivadas	7,3	32
Queima de combustíveis fósseis	0,7	24
Subtotal	10,5	156
Total	21,9	389

[1] N reativo: engloba todas as formas biologicamente ativas e fitoquimicamente reativas na atmosfera e biosfera e inclui formas reduzidas (NH_3, NH_4^+), inorgânicas oxidadas (NO_3^-, HNO_3, NO_x, N_2O) e compostos orgânicos (uréia, aminas, proteínas, etc.). [2] FBN: fixação biológica de nitrogênio.
Fonte: Filoso et al. (2006), para o Brasil e Galloway et al. (2004), para o Mundo.

Do ponto de vista agrícola, o ciclo do N no solo é o mais importante. O N no solo está predominantemente na forma orgânica – mais de 95 % do N total. As frações inorgânicas são compostas principalmente por NH_4^+ e NO_3^-, mas pequenas concentrações de NO_2^- podem ocorrer em algumas situações. Em menores proporções, ocorrem N_2 e outros gases NO_x na atmosfera e na solução do solo. A despeito da grande quantidade de N estocado na espessa camada da crosta terrestre, a contribuição do N dos minerais para a formação do N do solo foi muito pequena, pois a concentração de N reativo em rochas e no material de origem dos solos é baixa. A maior parte do N do solo provém do ar, por deposições atmosféricas de formas combinadas de N (NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-) e da fixação biológica de N_2, tanto em sistemas não-simbióticos quanto simbióticos, por meio de bactérias formadoras de nódulos em raízes de leguminosas (Stevenson, 1982). As formas reativas ou combinadas de N na atmosfera são formadas com a quebra da ligação N ≡ N a partir de descargas elétricas ou fotoquimicamente, ou provém do próprio solo ou de oceanos, no processo de ciclagem do N. A queima de combustíveis fósseis também contribui para o fornecimento de N reativo que se deposita no solo a partir da atmosfera.

O N que retorna ao solo por deposição aérea vem na forma de chuva ou poeira e provém de N emitido como NH_3 ou NO_x por ação antrópica ou não. A deposição aérea de N (NH_3 + NO_x) varia de 3 a 5 kg ha^{-1} ano^{-1} de N em áreas agrícolas, quantidades essas que podem ser consideradas normais em ambientes não poluídos (Lagreid et al., 1999), mas podem chegar a 10 a 40 kg ha^{-1} ano^{-1} em algumas regiões da Europa. Números similares são fornecidos por Groffman (2000), indicando que as deposições de NO_3^- atmosférico, produzido a partir de óxidos de N emitidos em combustões, variam de 5 a 20 kg ha^{-1} ano^{-1}. Parte desse N faz parte da chuva ácida (HNO_3).

Altas doses de N (40 a 50 kg ha^{-1} ano^{-1}) podem ser depositadas no solo, na forma de NH_4^+, em áreas vizinhas a grandes confinamentos (Groffman, 2000), visto que cerca de 30 % do N na urina e nas fezes dos animais podem ser perdidos por volatilização de NH_3 (Lagreid et al., 1999). O N proveniente de deposições aéreas pode ajudar a suprir as necessidades da plantas em sistemas agrícolas, mas, em quantidades excessivas, pode causar problemas como a acidificação de solos ou alteração na composição botânica em bosques e florestas. A carga crítica para deposições de N atmosférico na Europa (quantidade máxima de aporte de N que pode ser tolerada por espécies vegetais mais sensíveis) é de 10 a 20 kg ha^{-1} ano^{-1} de N.

As reações envolvendo o N ligado à matéria orgânica do solo (MOS) são predominantemente mediadas por microrganismos e, portanto, afetadas por condições ambientais e climáticas (Figura 1). Assim, dependendo da combinação de fatores (umidade, temperatura, pH, etc.), o N pode ser conservado e se tornar disponível para as plantas, ou ser perdido para as águas superficiais e do subsolo, ou para a atmosfera. A importância das reações que ocorrem no solo para o balanço de N é corroborada pelo fato de cerca de 95 % do N reciclado na pedosfera interagir no sistema solo-microrganismos-plantas superiores e apenas 5 % passar pela atmosfera e hidrosfera (Hauck & Tanji, 1982).

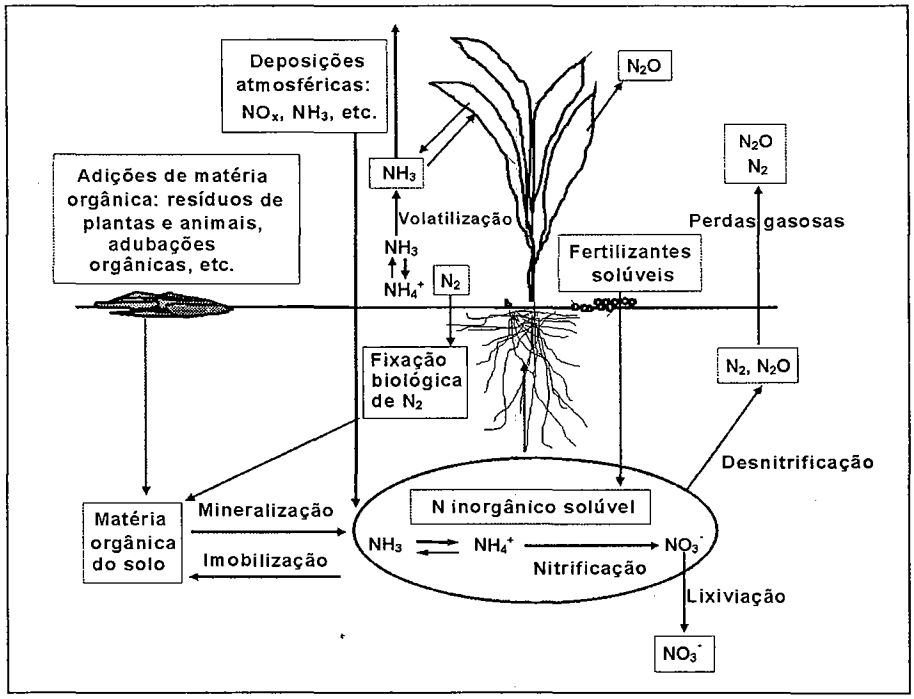


Figura 1. Ciclo resumido do nitrogênio no solo.

DINÂMICA DO NITROGÊNIO NO SOLO – FORMAS E PROCESSOS

O grande estoque de N no solo ocorre em forma orgânica, como parte da MOS, cuja relevância para a fertilidade do solo é bem estabelecida. A mineralização da matéria

orgânica (MO) libera N inorgânico, o qual constitui a principal fonte de N para as plantas em muitos sistemas agrícolas.

A MOS não é um material uniforme. Portanto, o N de compostos orgânicos pode ser encontrado em formas relativamente lábeis, de ciclagem rápida, ou de moléculas bastante umificadas e recalcitrantes, havendo um gradiente entre esses extremos (veja capítulo VI). A fração do N total do solo que participa do ciclo de reações de mineralização-imobilização – que, em algum momento, resulta em formas disponíveis para as plantas, varia com o tipo de solo e o manejo. Sistemas tais como o plantio direto, com alto aporte de material vegetal fresco, contendo carbono orgânico disponível como fonte de energia, tendem a apresentar maior reciclagem do N do que sistemas mais pobres em fornecimento de resíduos vegetais (veja capítulo XV). Como as reações de mineralização-imobilização passam pela biomassa microbiana, esta serve como um indicador da velocidade de ciclagem de N e de outros nutrientes. A porção ativa do N orgânico do solo compreende cerca de 10 a 15 % do N total em solos agrícolas, incluindo a biomassa microbiana. O restante corresponde à fração passiva, que tem uma ciclagem mais lenta (Stevenson, 1982).

As quantidades de N na biomassa microbiana são bastante variáveis, uma vez que dependem do manejo do solo e das condições edafoclimáticas. Valores entre 40 e 496 kg ha^{-1} de N na biomassa microbiana têm sido relatados, com valores médios de 101 a 108 kg ha^{-1} na camada superficial dos solos, conforme dados compilados por Moreira & Siqueira (2002). A meia-vida do N da biomassa microbiana varia de 2 a 6 meses, ou pouco mais em solos inundados (Bird et al., 2001), mostrando que grandes quantidades deste nutriente são recicladas anualmente no solo, com implicações claras para a disponibilização de N para as plantas. Por outro lado, a meia-vida do N do solo foi estimada em cerca de 180 anos (Hauck & Tanji, 1982), podendo as frações de N orgânico protegidas por material coloidal ter meia-vida de até 1.000 anos (Moreira & Siqueira, 2002). Fica evidente, por estes dados, que a maior parte do N orgânico do solo encontra-se em formas químicas resistentes ao ataque microbiano.

Vários mecanismos têm sido propostos para explicar a estabilidade do N orgânico no solo, incluindo a reação de componentes proteináceos com ligninas, taninos e outros compostos orgânicos no solo; a adsorção de compostos orgânicos de N a minerais de argila; a formação de complexos com cátions polivalentes; ou simplesmente a proteção física fornecida por pequenos poros no solo, que podem tornar os compostos orgânicos inacessíveis aos microrganismos ou até a enzimas extracelulares (Stevenson, 1982). É evidente que a maior proteção do N orgânico e, portanto, seu maior acúmulo no solo, está relacionada com solos com maior teor de argila. Assim, o estoque de N orgânico no solo varia com a textura e pode atingir de 800 a 6.000 kg ha^{-1} na camada superficial (20 cm) em solos minerais (Quadro 2).

Fracionamentos químicos baseados no tratamento do solo com ácidos a quente para hidrolisar os compostos nitrogenados foram utilizados para conhecer as formas de N orgânico do solo no início dos anos 60 (Quadro 3). As duas principais frações identificáveis quimicamente são as de N ligadas a aminoácidos e aquelas de açúcares aminados, que podem representar quase 50 % do N total no solo. Chama a atenção o fato

Quadro 2. Estoque de nitrogênio na camada superficial de diferentes tipos de solos brasileiros

Solo	Matéria orgânica	Estoque de N total[1]	
	g kg^{-1}		kg ha^{-1}
Argissolo	6 a 30	0,4 a 0,7	800 a 1.400
Latossolo Vermelho	8 a 30	0,5 a 1,0	1.000 a 2.000
Latossolo Vermelho	16 a 60	0,9 a 2,4	1.800 a 4.800
Latossolo Vermelho eutroférrico	17 a 100	0,8 a 3,0	1.600 a 6.000

[1] Assumindo 2.000.000 kg na camada de 0–20 cm dos solos minerais e 1.400.000 kg no solo orgânico.
Fonte: Brasil (1960).

Quadro 3. Frações de nitrogênio do solo obtidas por hidrólise ácida

Fração	Faixa de variação
	% do N do solo
N-NH_3	20–35
N-amino ácidos	30–45
N-açúcares aminados	5–10
N-hidrolisado desconhecido	10–20
N-insolúvel em ácido	20–35

Fonte: Stevenson (1982).

de grande parte do N do solo estar em frações não caracterizadas quimicamente (hidrolisado desconhecido e N insolúvel em ácido). O N recuperado como NH_3 provém de NH_4^+ inorgânico (pequena parte do N total do solo), bem como da hidrólise de aminoácidos e açúcares aminados.

O interesse principal por esse tipo de fracionamento é correlacionar as classes de compostos obtidos com alguma característica de interesse agronômico, como a disponibilidade de N para as plantas. O N ligado a açúcares aminados despertou interesse como provável fonte de N facilmente mineralizável, que ainda hoje tem recebido atenção de pesquisadores (Mulvaney et al., 2001; Barker et al., 2006). Recentemente, um método de análise de solo que determina o N de açúcares aminados foi proposto como índice de disponibilidade de N no solo (Mulvaney et al., 2001). Porém, os resultados têm sido controvertidos. Já na década de 60, Keeney & Bremner (1964) observaram que o cultivo de solos provocava o decréscimo no conteúdo de N de todas as frações. Baseado nos resultados de vários autores, Stevenson (1982) concluiu que o fracionamento químico do N do solo após hidrólise ácida era de pouco valor prático para prever a disponibilidade de N para as culturas.

Mineralização-Imobilização do Nitrogênio no Solo

A disponibilização de N orgânico do solo para as plantas passa pelo processo de mineralização, definido como a transformação do N da forma orgânica para a inorgânica (NH_4^+ ou NH_3). O processo é realizado por microrganismos heterotróficos do solo, que utilizam os compostos orgânicos como fonte de energia.

A mineralização é realizada por um grupo variado de microrganismos por ser o substrato – a MOS ou os resíduos de culturas – extremamente heterogêneo e por muitos microrganismos serem especializados e só atuarem sobre determinados substratos. Inúmeras enzimas agem em diferentes fases do processo para quebrar ligações de proteínas, peptídeos, amidas, aminas, aminoácidos, ácidos nucléicos, etc. (Stevenson, 1982; Norton, 2002a; Moreira & Siqueira, 2002). A reação abaixo ilustra uma das possíveis seqüências do processo de mineralização.

$$\text{Proteína} + H_2O \xrightarrow{\text{protease}} R\text{-}NH_2 + CO_2 + E + \text{outros produtos}$$

$$R\text{-}NH_2 + H_2O + \xrightarrow{\text{aminoácido desidrogenase}} R + NH_3 + E$$

$$NH_3 + H^+ \Leftrightarrow NH_4^+$$

em que R é um radical orgânico e E é a energia liberada na reação.

A mineralização do N orgânico geralmente resulta em aumento do pH do meio graças ao consumo de prótons, como mostra a reação acima.

As condições ótimas para a mineralização do N orgânico do solo são aquelas que favorecem a atividade dos microrganismos: pH de 6 a 7, condições aeróbias, umidade em torno de 50 a 70 % da capacidade de retenção de água pelo solo, temperatura entre 40 e 60 °C (Moreira & Siqueira, 2002). Tais condições são também favoráveis ao crescimento das plantas. No entanto, graças à variedade de organismos envolvidos, as reações de mineralização ocorrem em ampla gama de condições de acidez, temperatura e umidade.

Geralmente, a taxa de mineralização aumenta 2 a 3 vezes a cada 10 °C de elevação de temperatura no intervalo de 10 a 40 °C, o que mostra ser o processo bastante sensível a variações de temperatura. A mineralização diminui com a redução da umidade, mas pode continuar ocorrendo mesmo quando o solo seca além do ponto de murcha (-1,5 MPa), o que sugere que pode haver um acúmulo de N inorgânico no solo durante períodos de seca. Além disso, o molhamento do solo seco parece estimular a mineralização e provocar um pico de liberação de N disponível (Foth & Ellis, 1996), o que explica o estímulo ao crescimento das plantas após as chuvas que ocorrem depois de um período seco.

A mineralização tende a decrescer à medida que a umidade do solo se aproxima do ponto de saturação. Em solos saturados, continua ocorrendo mineralização por meio de microrganismos aeróbios facultativos ou pela microflora anaeróbia, que passa a atuar. No entanto, em condições de limitada disponibilidade ou ausência de O_2, a decomposição da matéria orgânica é incompleta e o rendimento energético é menor, resultando em taxas de mineralização mais baixas do que as observadas em condições aeróbias.

A imobilização do N é um processo que ocorre concomitantemente com a mineralização, porém no sentido inverso. A imobilização é definida como a transformação do N inorgânico em N orgânico. Os responsáveis são microrganismos que incorporam o N inorgânico disponível no solo às suas células. Ao morrerem, o N assimilado pode voltar a ser mineralizado ou ser incorporado às células de outros microrganismos e seguir o caminho da síntese de compostos nitrogenados mais complexos que, gradualmente, formam a MOS.

A assimilação de N inorgânico do solo por plantas e a fixação de N_2 da atmosfera por microrganismos do solo também representam imobilização de N inorgânico, mas são excluídas da definição de imobilização utilizada na ciclagem de N do solo.

Os processos de mineralização-imobilização representam um subciclo dentro do ciclo do N no solo. A prevalência de um sobre o outro, ou seja, o resultado líquido de processos concorrentes, define se o solo terá maior ou menor disponibilidade de N inorgânico para as plantas.

Adições de materiais orgânicos ao solo, tais como restos culturais, adubos verdes e orgânicos, afetam o equilíbrio entre mineralização e imobilização do N no solo. A direção para onde os processos de mineralização-imobilização tendem depende da relação C/N do material.

A relação C/N é uma aproximação da relação energia (E)/N, que regula a direção das reações. Esta aproximação, porém, nem sempre é adequada. Por exemplo, substratos com muita lignina e pouco N têm uma relação C/N alta, mas podem não resultar em substancial imobilização do N do solo por ser a lignina uma fonte pobre de energia para os microrganismos (Jansson & Persson, 1982). A relação lignina/N também tem sido usada como um indicador para a mineralização de substratos orgânicos, porém a relação C/N tem-se mostrado mais útil para tal (Seneviratne, 2000). A decomposição de resíduos vegetais por microrganismos no solo depende mais do teor de N nos resíduos do que de seu teor de lignina (Kennedy et al., 2004). Para atender às necessidades dos microrganismos decompositores sem precisar recorrer ao N do solo, o resíduo deve ter pelo menos 15 a 17 g kg^{-1} de N, o que corresponde a uma relação C/N de 25 a 30 (Silgram & Shepherd, 1999).

A condição de equilíbrio, na qual a mineralização é aproximadamente igual à imobilização, ocorre quando a relação C/N do substrato está na faixa de 20 a 30. Nesse caso, a disponibilidade de N inorgânico do solo não é afetada. No entanto, a adição ao solo de materiais orgânicos pobres em N, como resíduos de gramíneas (relação C/N de 50 ou mais, podendo atingir 100 em palha de cana-de-açúcar), faz com que os microrganismos recorram ao N inorgânico disponível no solo para sustentar o crescimento da população, promovido pela abundância de C orgânico lábil, ou, em última análise, de energia. Com isso, a imobilização do N do solo predomina. Nesta fase, as plantas apresentarão deficiência de N, visto que os microrganismos, numerosos e mais bem distribuídos no solo, competem com vantagens pelo N disponível.

À medida que o substrato é metabolizado, o C orgânico é oxidado e liberado na forma de CO_2 no processo respiratório para gerar energia. Com isso, a relação C/N

gradualmente se estreita até que os microrganismos não mais precisem recorrer ao N inorgânico do solo (C/N de 20 a 30). Com a continuação do consumo de substrato, a relação C/N abaixa ainda mais e passa a faltar energia para manter a população de microrganismos, ou seja, sobra N no sistema. Nessa fase, ocorrerem a mineralização líquida e a liberação de N inorgânico no solo. A atividade dos microrganismos e a velocidade de degradação do substrato decrescem, à medida que a relação C/N se aproxima de 10 a 12, típica da matéria orgânica estável do solo.

A magnitude e a duração da imobilização microbiana do N do solo acarretam conseqüências agronômicas importantes pois afetam a disponibilidade de N para as culturas, com implicações no modo, época e dose de fertilizante a ser aplicado. Por exemplo, o sistema plantio direto pode provocar alterações na dinâmica do N ao promover um incremento no aporte de resíduos orgânicos na forma de palha, com menor contato com o solo e ao determinar o não-revolvimento mecânico deste (veja capítulo XV). As implicações para o manejo serão discutidas em outra seção.

Medidas do N mineralizado a partir da fração orgânica do N do solo são de interesse agronômico, uma vez que a matéria orgânica é o grande reservatório de N utilizado pelas plantas. Há várias maneiras de avaliar a capacidade do solo de fornecer N inorgânico. Alguns procedimentos envolvem métodos de incubação de solo em condições aeróbias ou anaeróbias em laboratório, que determinam índices de mineralização relativos (Stanford & Smith, 1972; Keeney, 1982), não necessariamente extrapoláveis para permitir a quantificação do N liberado por unidade de massa ou volume de solo em condições de campo. Há métodos que envolvem a incubação de solo no interior de tubos inseridos diretamente no campo a fim de evitar os efeitos de revolvimento do solo e de variações artificiais de temperatura e umidade (Raison et al., 1987).

O potencial do solo para fornecer N também pode ser estimado pela extração de N por culturas não adubadas, desde que se tenha uma medida do N disponível no solo no início do ciclo. Todos esses procedimentos avaliam a mineralização líquida, ou seja, a diferença entre o N mineralizado e o imobilizado em determinado período de tempo (Norton, 2002b).

A literatura geralmente aponta que cerca de 2 a 3 % do N orgânico do solo é mineralizado anualmente (Foth & Ellis, 1996). Tais números, embora representem uma generalização arriscada, permitem inferir sobre a ciclagem de N no solo. Para os solos do quadro 2, isso significaria a liberação de 16 a 180 kg ha^{-1} de N inorgânico por ano. Na compilação feita por Camargo et al. (1999), o N mineralizado em condições de laboratório em um período de 12 a 32 semanas, em vários estudos realizados no Brasil, foi em média de 131 mg kg^{-1} de N no solo, ou 5 % do N orgânico mineralizado por ano. Porém, os dados de mineralização líquida não dão idéia da dinâmica das reações de mineralização-imobilização que acontecem continuamente nos solos.

Técnicas desenvolvidas para a avaliação da mineralização bruta do N do solo – que excluiu a imobilização do N liberado – têm permitido melhor avaliação das taxas de transformação de N que ocorrem no solo. Barraclough (1995) e Barraclough & Puri (1995) utilizaram a marcação do "pool" de N inorgânico do solo com diminutas quantidades de fertilizante altamente enriquecido com o isótopo ^{15}N para medir o NH_4^+

mineralizado em um intervalo de tempo curto o suficiente para minimizar a nitrificação ou a imobilização do N mineralizado. Essa técnica vem sendo utilizada por vários pesquisadores e tem mostrado mineralizações brutas de 2 a 3 mg kg^{-1} dia^{-1} de N (Addiscott, 2004).

Resultados semelhantes foram obtidos no Brasil por Gava (2003), bem como em vários trabalhos da literatura internacional reunidos por Norton (2000b). Tomando por base os resultados médios citados por Addiscott (2004), a mineralização bruta de N em diversos solos corresponde, aproximadamente, a 5 kg ha^{-1} dia^{-1} de N. Extrapolando esse número para um período de 200 dias por ano, nos quais há condições de umidade e temperatura suficientemente elevadas para sustentar processos microbianos intensos no solo, o valor da mineralização bruta atinge cerca de 1.000 kg ha^{-1} ano^{-1}. Valores igualmente altos têm sido relatados para a nitrificação bruta (Norton, 2000a). Embora os resultados de mineralização ou de nitrificação bruta devam ser vistos com cuidado em virtude das restrições metodológicas, os altos valores mostrados nesses estudos indicam que as taxas de transformação e ciclagem do N nos processos de mineralização-imobilização são bastante elevadas, sendo os substratos e produtos continuamente reprocessados pelos microrganismos do solo (Norton, 2000b).

A magnitude dos valores de N que ciclam continuamente no solo também ajuda a compreender o fato de plantas geralmente absorverem mais N do solo do que o proveniente de fertilizantes, mesmo em culturas intensamente adubadas. Sistemas agrícolas que promovem o aporte e a reciclagem de resíduos orgânicos no solo, tais como o plantio direto, áreas com adubo verde, etc., intensificam a atividade microbiana e a intermediação dos microrganismos do solo no processo de fornecimento de N às plantas.

A mineralização do N orgânico do solo é estimulada pela adição de material orgânico fresco, rico em energia, ou de fertilizantes nitrogenados. Esse efeito é conhecido como "priming" ou efeito do N adicionado. O aporte de energia ou nutriente estimula a flora microbiana a atacar a MOS de modo que o N mineral produzido exceda aquele que seria liberado sem a adição desses insumos. O efeito prático é que adubações químicas ou orgânicas podem aumentar a disponibilidade de N do solo proveniente da mineralização da matéria orgânica. As alterações na mineralização resultantes do efeito "priming" são, geralmente, pequenas em comparação à atividade biológica normal do solo, incluindo o ciclo de mineralização-imobilização do N. Segundo Jansson & Persson (1982), o efeito do N adicionado tem sido supervalorizado na literatura científica e, em muitos casos, confundido com outros processos normais do solo. Por exemplo, a adição de N pode estimular o crescimento do sistema radicular: a absorção extra de N do solo, nesse caso, não se deve ao aumento da mineralização do N orgânico, mas, sim, da exploração de um volume maior de solo. O efeito "priming" medido em experimentos em que se adiciona fertilizante com N marcado (^{15}N) pode também ser superdimensionado em função das substituições isotópicas entre o ^{15}N do fertilizante e o N do solo.

O sentido predominante das reações de imobilização e mineralização determina, em longo prazo, o acúmulo ou a redução do estoque de N orgânico no solo, o qual está estreitamente relacionado com o estoque de C orgânico.

O estoque de N orgânico do solo é relativamente estável em curto prazo graças à estabilidade da maior parte dos compostos orgânicos do solo. Sistemas naturais, como florestas, campos nativos, Cerrados, etc., apresentam certo equilíbrio entre entradas e saídas de N e de C nos processos internos de ciclagem. Variações importantes, porém, podem ser observadas a médio e longo prazo quando esses sistemas em equilíbrio são convertidos em agricultura. Geralmente, o revolvimento do solo e as extrações e perdas de nutrientes inerentes aos sistemas agrícolas implicam queda do estoque de N orgânico ao longo do tempo, até que novo equilíbrio seja atingido (Figura 2). Parte do N mineralizado é aproveitado pelas plantas, razão das baixas respostas à adubação nitrogenada nos primeiros anos de cultivo em solos recém-abertos para a agricultura.

Estudos clássicos realizados em ensaios de longa duração, iniciados, em 1876, na Universidade de Illinois, nos EUA (Odell et al., 1984), e, em 1852, em Rothamsted, Inglaterra (Stevenson, 1982), mostraram que a velocidade e o patamar do estoque de N na nova situação de equilíbrio dependem do tipo de solo, clima, plantas cultivadas e do aporte de fertilizantes químicos e orgânicos, incluindo restos de cultura. No estudo de Illinois, parcelas cultivadas continuamente com milho perderam metade (Stevenson, 1982) do N orgânico gradualmente ao longo de várias décadas, e os solos tornaram-se pouco produtivos. Por outro lado, as parcelas com rotação de cultura, incluindo leguminosas, calagem e adubação, aproximaram-se de novo equilíbrio com um estoque de N orgânico muito superior ao do sistema com milho contínuo e posteriormente mantiveram a fertilidade (Odell et al., 1984).

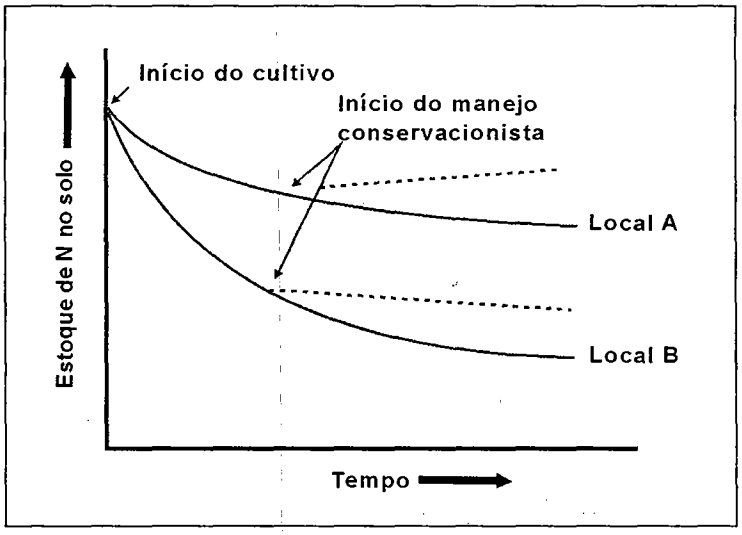


Figura 2. Esquema representativo da diminuição no estoque de N orgânico do solo (ou do teor de N ou de matéria orgânica) com o tempo, após uma área com vegetação natural ser convertida em agricultura. A escala de tempo é expressa em décadas. Local A: solo resistente à degradação ou cultivo em condições que manejo que não aceleram a degradação (calagem, adubações adequadas, rotação de culturas, etc.); Local B: solo pouco resistente à degradação, altas temperaturas, manejo pouco adequado. Manejo conservacionista: sistema plantio direto e, ou, adubações verdes ou orgânicas, rotação de culturas, calagem e adubação adequadas, etc. O manejo conservacionista (Local B) pode não ser suficiente para reverter a queda do estoque de N, mas apenas reduzir a taxa de decréscimo.

Nas condições tropicais, com solos intemperizados e altas temperaturas durante todo o ano, as taxas de mineralização e de queda do estoque de N podem ser muito maiores do que as observadas em solos de clima temperado, mas faltam estudos de longo prazo no Brasil.

Sistemas conservacionistas, tais como o plantio direto e a colheita de cana sem despalha a fogo, promovem o aporte de grandes quantidades de resíduos vegetais ao solo, além de minimizarem o revolvimento do solo, mas a estabilização da tendência de queda ou, idealmente, o aumento no teor de matéria orgânica e do estoque de N orgânico requerem grandes quantidades de materiais orgânicos e de N. Além disso, novo equilíbrio só é atingido a médio e longo prazo.

Para aumentar o teor de matéria orgânica em 5 g dm^{-3} na camada de 0–20 cm, é necessária a adição de aproximadamente 5.800 kg ha^{-1} de C. Assumindo um coeficiente de humificação de cerca de 13 % (Lovato et al., 2004), para incorporar aquela quantidade de C à matéria orgânica, o aporte de C no sistema deve ser de cerca de 44.600 kg ha^{-1}. A matéria orgânica humificada no solo tem relação C/N de aproximadamente 12:1, ou seja, além do C, é preciso garantir o aporte de N, que é mais caro e limitante. A percentagem do N adicionado que fica retida na fração orgânica do solo, segundo estimativa de Lovato et al. (2004), em estudo realizado no Rio Grande do Sul, variou de 21 a 50 %. Assumindo um valor médio de 36 %, a quantidade de N necessária para garantir o acréscimo de 5 g dm^{-3} de matéria orgânica ao solo seria de 5.800 12 0,36 ≅ 1.343 kg ha^{-1} de N.

Em outros solos ou situações, os coeficientes podem ser diferentes dos empregados neste exemplo, mas os números obtidos indicam claramente as dificuldades para elevar o estoque de C e de N orgânico no solo. A necessidade de grandes quantidades de N para fixar o C e elevar o teor de MOS implica que a rotação de culturas deve incluir leguminosas fixadoras de N_2, uma vez que a adição de N somente na forma de fertilizantes pode tornar o processo economicamente inviável.

A rápida degradação da palha em sistema plantio direto no Brasil, decorrente das altas temperaturas, tem levado à preferência por gramíneas como culturas de cobertura. Se, por um lado, essa opção prolonga a proteção física do solo, por outro, limita a adição de N ao sistema.

Em estudo no Estado do Rio Grande do Sul, Teixeira et al. (1994) observaram aumento no teor de N orgânico no solo na camada até 17,5 cm após 10 anos de plantio direto com rotação, incluindo leguminosas ou culturas capazes de reciclar N no inverno. Resultados semelhantes foram relatados por Lovato et al. (2004). Esses autores partiram de um solo degradado e só conseguiram elevar o estoque de N orgânico acima do valor inicial depois de 13 anos com rotações que incluíam leguminosas (aveia + ervilhaca-milho + caupi). Para obter o mesmo resultado com rotação aveia-milho, foi necessária a aplicação de 139 kg ha^{-1} ano^{-1} de N por 13 anos. O estoque de N semelhante ao do campo nativo (cerca de 900 kg ha^{-1} de N superior ao do solo no início do experimento) só foi atingido em plantio direto, na rotação com leguminosas acrescido da aplicação de 139 kg ha^{-1} ano^{-1} de N.

As grandes quantidades de resíduos deixadas sobre o solo em cana cultivada sem despalha a fogo (cerca de 12 a 15 t ha^{-1} de matéria seca) não têm resultado em aumentos expressivos, em curto prazo, no teor de C ou de N orgânico no solo. É provável que o

baixo teor de N do material (relação C/N de cerca de 100:1) limite a incorporação desses elementos à matéria orgânica.

Estudos de Luca (2002) mostram que, após quatro anos de manejo com cana sem queima, aumentos significativos no teor de N no solo ocorreram apenas na camada de 0–5 cm em solo arenoso (Neossolo Quartzarênico); o teor de N não foi alterado no Latossolo Vermelho e no Argissolo; após 12 anos de cana sem queima em Latosssolo Vermelho, acréscimos significativos nos estoques de N e de C ocorreram apenas nas camadas de 0–5 e de 0–10 cm, respectivamente.

O mais antigo ensaio planejado para comparar os efeitos de cana queimada com os da cana sem queima é realizado desde 1939 na África do Sul (Graham et al., 2000). Medições feitas após 59 anos mostraram que as alterações significativas nos teores de C e de N totais no solo ocorrem apenas na camada superficial de 0–10 cm (Graham et al., 1999, 2000), indicando a dificuldade de se aumentar o teor de matéria orgânica no solo. De fato, mesmo com o aporte de grandes quantidades anuais de palha, o teor de matéria orgânica da área de cana decresceu em relação ao pasto nativo, tomado como referência (Graham et al., 2000). Apesar das alterações relativamente pequenas nos teores totais de C e de N abaixo de 10 cm de profundidade no solo das áreas com cana sem queima, outros atributos do solo indicadores da melhoria da qualidade foram positivamente afetados pela manutenção da palhada: aumento da biomassa microbiana e respiração basal (Graham et al., 1999, 2002a), aumentos nos teores de C e de N facilmente mineralizáveis (Graham et al., 2002b).

Nitrificação

A nitrificação é uma seqüência do processo de mineralização. A nitrificação, ou oxidação do N amoniacal a nitrato, é realizada no solo por bactérias quimioautotróficas que obtêm energia no processo e que podem sintetizar todos os seus constituintes celulares a partir do CO_2. Organismos heterotróficos também podem converter formas reduzidas de N em NO_2^- ou em NO_3^-, porém, é pouco provável que desempenhem papel relevante para a nitrificação em ambientes naturais (Schmidt, 1982).

Geralmente, o N amoniacal no solo é rapidamente absorvido por microrganismos e incorporado à biomassa microbiana se houver C disponível. No entanto, é mais comum que haja, em solos, limitação de C e de energia; nessas condições, o NH_4^+ é consumido pelos nitrificadores e rapidamente oxidado a NO_2^- e, posteriormente, a NO_3^-, de modo que o N-nítrico predomina nos solos em condições aeróbias. O N-nítrico também é passível de redução assimilatória e, desse modo, pode ser imobilizado por microrganismos e retornar à forma orgânica, no ciclo de mineralização-imobilização.

A nitrificação ocorre em duas etapas. Na primeira, o NH_4^+ é convertido em NO_2^-:

$$NH_4^+ + 1{,}5\,O_2 \xrightarrow{-6e} NO_2^- + H_2O + 2H^+ \qquad (F = -65 \text{ kcal})$$

Embora existam vários grupos de bactérias quimiolitotróficas capazes de realizar a oxidação do NH_4^+ no solo (Norton, 2000a), as bactérias do gênero *Nitrosomonas* são

consideradas as mais importantes para o processo. Porém, pesquisas recentes, utilizando técnicas de biologia molecular, evidenciam que bactérias do tipo *Nitrospira* são mais numerosas em solos agrícolas (Addiscott, 2004), embora as *Nitrosomonas* sejam mais ativas (Firestone, 1982). Os principais nitrificadores quimiolitrotróficos são listados no texto de Norton (2000a).

Na segunda etapa, o NO_2^- é oxidado a NO_3^- por bactérias do gênero *Nitrobacter*:

$$NO_2^- + 0{,}5\ O_2 \xrightarrow{-2e} NO_3^- \quad (F = -17{,}8\ \text{kcal})$$

A reação de nitrificação envolve a transferência de oito eletrons e a valência do N passa de -3 (NH_4^+) para +5 (NO_3^-). Para cada mol de NH_4^+ oxidado, há a liberação de dois moles de H^+. Essa reação representa importante contribuição para a acidificação de solos agrícolas, especialmente aqueles adubados com fertilizantes nitrogenados amoniacais.

O baixo ganho energético da oxidação do NO_2^- a NO_3^- (17,8 kcal mol^{-1}), comparado com 65 kcal mol^{-1} para a oxidação do NH_4^+ a NO_2^-, mostra que as bactérias do gênero *Nitrobacter* têm de processar maior quantidade de substrato para sobreviver. Isso explica, em parte, o fato de a velocidade de oxidação do NO_2^- ser maior do que a do NH_4^+. Desse modo, o NO_2^-, que é tóxico para a maioria dos organismos do solo, raramente se acumula em solos agrícolas. Porém, em condições que favorecem a presença de NH_3 livre (pH elevado, baixa CTC, solos com adubação localizada com uréia, aquamônia ou amônia anidra), pode haver acúmulo de NO_2^- pois as *Nitrobacter* são sensíveis a NH_3 (Firestone, 1982). Clark et al. (1960) observaram a presença de nitrito em 14 de 41 solos tratados com 400 mg kg^{-1} de N-uréia e, em sete desses solos, o teor de N-NO_2^- excedeu 100 mg kg^{-1}. Por outro lado, Pang et al. (1975) não detectaram nitrito em colunas de solo que receberam o equivalente a 100 kg ha^{-1} de N-uréia, mas notaram acúmulo acentuado de NO_2^- quando as doses de uréia aplicada se elevaram para 200 e 800 kg ha^{-1} de N. Sintomas de fitotoxidez em plântulas de milho foram atribuídos ao acúmulo de NO_2^- em solo adubado com uréia (Court et al., 1964). No entanto, situações que favorecem a formação e persistência de NO_2^- não são muito comuns, especialmente em solos ácidos e adubados com quantidades moderadas de N.

Durante a oxidação de NH_4^+ a NO_2^-, pode haver pequena produção de óxido nitroso (N_2O) por dismutação química do nitroxil (NOH) ou por ação da redutase de nitrito (Schimdt, 1982; Bremner, 1997)

$$\begin{array}{ccccccc} NH_4^+ & \rightarrow & NH_2OH & \rightarrow & [NOH] & \rightarrow & NO_2^- \\ & & & & \downarrow & \swarrow & \\ & & & & N_2O & & \end{array}$$

O N_2O é normalmente produzido no solo em condições anaeróbias no processo de desnitrificação; porém, nesse caso, sua formação pode ocorrer também em condições aeróbias, durante a nitrificação. A importância desse processo como mecanismo de perda de N do solo por volatilização ainda não está bem estabelecida, mas parece ser o principal meio pelo qual N_2O é produzido em solos aeróbios adubados com fertilizantes amoniacais (Bremner, 1997).

A taxa de nitrificação é afetada pela disponibilidade de N-amoniacal, de O_2, pela acidez e temperatura do solo. A nitrificação acontece em condições de solo, temperatura e umidade bastante mais variadas do que as previstas com base na biogeoquímica do processo e na fisiologia dos microrganismos envolvidos (Schmidt, 1982). É possível que a adaptação dos nitrificadores a diferentes ambientes e a ocorrência de microrregiões com condições favoráveis à nitrificação sejam responsáveis pelo processo em situações teoricamente limitantes.

A nitrificação praticamente não ocorre em temperaturas abaixo de 4 °C e é maximizada entre 25 e 40 °C, dependendo da região e tipo de solo onde o estudo foi realizado (Schmidt, 1982). A nitrificação volta a cair com temperaturas mais elevadas (Keeney & Bremner, 1967), porém, nos solos tropicais da Austrália, Myers (1975) encontrou produção de NO_3^- até 60 °C.

O fornecimento de CO_2 não é limitante para a atividade dos microrganismos nitrificadores, mas o suprimento de O_2 é. A nitrificação consome O_2 e, portanto, ocorre apenas em condições aeróbias. Em solos inundados ou em anaerobiose, o NH_4^+ é o produto final da mineralização. Há várias situações em que pode haver restrições na disponibilidade de O_2 na solução do solo, tais como: (a) a alta umidade dos solos, que reduz o espaço poroso ocupado pelo ar; (b) alta temperatura, que diminui a solubilidade do O_2 na solução do solo e provoca o aumento na demanda desse gás por parte dos microrganismos heterotróficos; e (c) disponibilidade de C oxidável, que promove a atividade microbiana, gerando maior consumo de O_2 (Schmidt, 1982). Essas restrições podem estar presentes em algumas épocas em solos tropicais manejados com altas quantidades de resíduos, tais como nos sistemas plantio direto ou cana colhida sem despalha a fogo, etc. Condições limitantes para a nitrificação em bolsões de solo mediante a falta de O_2 podem resultar em acúmulo localizado de NH_4^+, mas as conseqüências para a disponibilidade de N para as plantas seriam pouco relevantes.

Além do efeito sobre a disponibilidade de O_2, a umidade tem efeito direto sobre a atividade de microrganismos. A taxa máxima de nitrificação geralmente ocorre quando o solo apresenta umidade equivalente a 50 a 70 % da capacidade de retenção de água, quando há água suficiente para promover o desenvolvimento dos nitrificadores e, ao mesmo tempo, espaço poroso suficiente para a difusão de O_2.

O pH do solo também afeta a nitrificação. Vários autores têm observado aumentos lineares na taxa de nitrificação com o aumento do pH de 4,7 a 6,5 (Dancer et al., 1973) ou de 4,9 a 7,2 (Gilmour, 1984). Um limite arbitrário de pH 4 tem sido sugerido, abaixo do qual a nitrificação é inibida (Schmidt, 1982).

O efeito da acidez sobre a nitrificação é complexo. Weir & Gilliam (1986) relataram que houve apenas pequena influência na nitrificação com o aumento do pH acima de 5 nos vários solos incluídos no estudo. Hayatsu & Kosuge (1993), utilizando amostras de solo do Cerrado brasileiro, observaram que a adição de calcário estimulou a nitrificação em solos adubados com uréia, mas não naqueles que não receberam N, evidenciando que em solos com suprimento limitado de N a atividade de nitrificação não responde apenas ao pH. Em outro estudo com solos brasileiros (BA e MG), Silva & Vale (2000) notaram que, de modo geral, a taxa de nitrificação aumentou com o aumento do pH e do teor de

matéria orgânica (MO). Esta relação, no entanto, variou com o tipo de solo. Por exemplo, em um Latossolo Vermelho (56 g kg^{-1} de MO e 470 g kg^{-1} de argila) com pH 4,9, a produção de nitrato foi superior à observada em dois outros Latossolos com teores variáveis de MO (7 e 40 g kg^{-1}) e de argila (220 e 440 g kg^{-1}), respectivamente, ambos corrigidos com calcário para 70 % da saturação por bases. No LV com 7 g kg^{-1} de MO, a produção de nitrato foi insignificante, mesmo quando a acidez foi corrigida e 200 mg kg^{-1} de N adicionados (Silva & Vale, 2000). É provável que diferenças na população de nitrificadores nos vários solos sejam tão determinantes quanto o efeito dos atributos químicos ou físicos dos solos. Além disso, parece haver algum grau de adaptação das bactérias a solos ácidos, além do que pode haver microrregiões com condições de pH favoráveis à nitrificação mesmo em solos ácidos (Schmidt, 1982).

A nitrificação também pode diminuir em solos cultivados com algumas gramíneas forrageiras. Moore & Waid (1971), citados por Schmidt (1982), relataram decréscimo na nitrificação em solos tratados com extratos de raízes de azevém. Extratos de gramíneas forrageiras e de outras espécies, incluindo exsudatos concentrados de raízes de milho e tremoço, bem como taninos extraídos de algumas espécies florestais, exibiram capacidade de inibir temporariamente a nitrificação (Gasser, 1970). Suspeita-se que o mesmo efeito possa ser causado por braquiárias, mas o assunto ainda merece ser investigado. Carmo et al. (2005) observaram que os teores de $N\text{-}NH_4^+$ eram superiores aos de $N\text{-}NO_3^-$ em pastagens de braquiária na Amazônia, mas não em solos de floresta. A predominância de $N\text{-}NH_4^+$ em solos sob pastagem ocorreu em vários estudos realizados na região e relatados por Carmo et al. (2005), que notaram ainda que o potencial de nitrificação dos solos de pastagem eram inferiores aos dos solos de floresta.

Desnitrificação

A desnitrificação é definida como um processo respiratório, que acontece na ausência de O_2, no qual óxidos de N servem como receptores finais de elétrons. Essa definição substitui a tradicional, que considerava a desnitrificação como a redução microbiana de NO_3^- ou NO_2^- a formas gasosas de N, pois há vários tipos de metabolismo microbiano que resultam na produção de N_2O ou N_2, inclusive a nitrificação, que ocorre em condições aeróbias (Firestone, 1982; Bremner, 1997), já mencionada neste texto.

Existem vários mecanismos de redução de nitrato no solo, incluindo: (a) a redução assimilatória, pela qual os microrganismos do solo incorporam o N às suas células (uma das formas de imobilização de N); (b) quimodesnitrificação, que produz NO e N_2 em condições de elevada acidez e não depende de anaerobiose; (c) redução dissimilatória para NH_4^+, que depende de condições altamente redutoras e alta disponibilidade de C oxidável, e é pouco importante na maioria dos solos agrícolas (ocorre em rúmen de bovinos, digestores ativados de biossólidos, etc.); (d) desnitrificação respiratória ou desnitrificação. Detalhes dos vários mecanismos de redução de NO_3^- podem ser obtidos nas publicações de Firestone (1982) e de Moreira & Siqueira (2002).

A desnitrificação é o principal processo biológico pelo qual o N reativo retorna à atmosfera na forma de N_2. Do ponto de vista agrícola, a desnitrificação representa perda

de um nutriente importante, mas esse processo é parte crucial do ciclo global do N, especialmente porque representa uma das maneiras de despoluir sistemas com excesso de NO_3^- (Robertson, 2000).

A desnitrificação é realizada por grande número de espécies de bactérias anaeróbias facultativas, as quais, na ausência de O_2, utilizam o NO_3^- como receptor de elétrons. Há mais de 125 espécies de bactérias capazes de realizar a desnitrificação, incluindo fototróficas, litotróficas e organotróficas, que utilizam luz, compostos inorgânicos e C orgânico como substrato, respectivamente; o grupo mais importante é o das organotróficas (Bremner, 1997; Robertson, 2000).

$$2NO_3^- + 5H_2 + 2H^+ \rightarrow N_2 + 6H_2O$$

A desnitrificação consome prótons e alcaliniza o solo, revertendo parte da acidez produzida durante a nitrificação.

O processo acontece em quatro etapas, com reduções sucessivas do N. Os principais gases resultantes são o N_2O e o N_2, cujas proporções são variáveis de acordo com as condições do meio.

$$\overset{(+5)}{NO_3^-} \xrightarrow{2e^-} \overset{(+3)}{NO_2^-} \xrightarrow{e^-} \overset{(+2)}{[NO]} \xrightarrow{e^-} \overset{(+1)}{N_2O} \xrightarrow{e^-} \overset{(0)}{N_2}$$

A desnitrificação ocorre em ampla gama de condições graças à variedade de organismos que podem realizar o processo. De modo geral, o pH ótimo para a desnitrificação varia de 6 a 8; em condições muito ácidas (pH < 4), esta pode cessar. A temperatura mínima para a ocorrência da desnitrificação é 5 °C e a máxima em que foi relatada foi 75 °C, sendo a ótima em torno de 30 °C (Firestone, 1982).

As bactérias desnitrificadoras são abundantes na natureza e a atividade de desnitrificação é persistente no solo, de modo que, quando um solo com NO_3^- torna-se anaeróbio, o fator mais limitante para a ocorrência da desnitrificação é a disponibilidade de C oxidável (Bremner, 1997).

As enzimas que realizam a redução do N são ativas somente na ausência de O_2. Assim, a desnitrificação ocorre em condições anaeróbias, a saber: solos inundados e bolsões de solo saturados com água (Figura 3). No entanto, sabe-se que ocorrem perdas de N nas formas de N_2 e N_2O em solos em condições aeróbias, visto que mesmo nesses solos há sítios anaeróbios. A taxa de difusão do O_2 no ar é cerca de 10.000 vezes superior à que acontece na água. Portanto, a difusão de O_2 em poros do solo ocupados com água é lenta. Sextone et al. (1985) mostraram que o interior de agregados de solo pode apresentar condições de anaerobiose, enquanto a superfície desses tem alta concentração de O_2. Esses autores observaram que a atmosfera na superfície de um agregado com 12 mm de diâmetro continha 21 % de O_2 e que a concentração diminuía gradualmente até atingir 0 % de O_2 no interior do agregado. Portanto, em um solo não saturado, à medida que aumenta o volume de poros ocupado com água, aumentam os sítios anaeróbios.

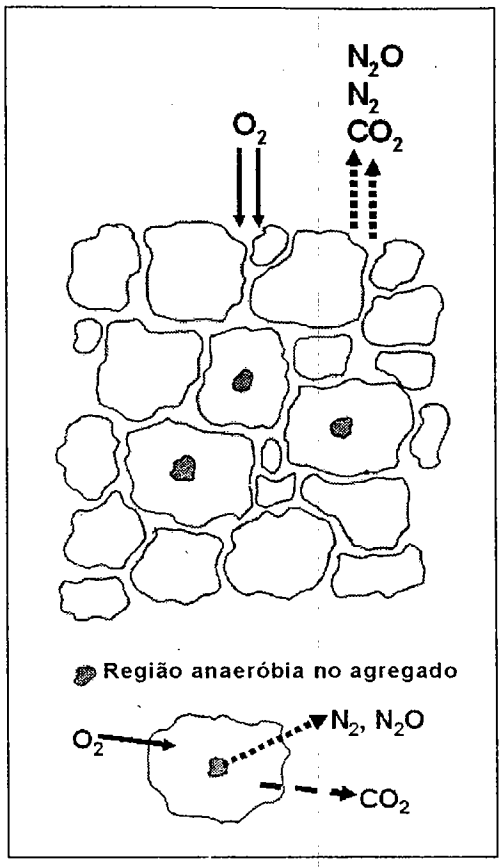


Figura 3. Em solos em condições aeróbias, a desnitrificação ocorre em sítios anaeróbios no interior dos agregados do solo. A difusão do O_2 na água que preenche os poros ou envolve os grânulos de solo, é 10.000 vezes menor do que no ar. Condições de anaerobiose no interior dos agregados de solo são favorecidas pela lenta difusão do O_2 e pelo consumo de O_2 pela respiração dos microrganismos e das raízes das plantas. Quanto maior o tamanho do agregado, maior a chance de haver sítios anaeróbios em seu interior.

Fonte: Redesenhado com base em Addiscott (2004).

Em solos não saturados, a disponibilidade de C freqüentemente limita a desnitrificação (Robertson, 2000). Sistemas conservacionistas, que preservam palha ou restos vegetais na superfície dos solos, geralmente têm maiores perdas de N por desnitrificação por manter o solo úmido por mais tempo e por fornecer C, como é o caso de áreas de cana-de-açúcar colhidas.sem despalha a fogo (Weir et al., 1998; Dobbie et al., 1999). Por exemplo, Weir et al. (1998) relataram maiores perdas de N_2 (21 %) e de N_2O (47 %) em áreas de cana-de-açúcar com palha do que naquelas onde a palha da superfície foi queimada. A disponibilidade de C oxidável pode contribuir para o aumento do consumo de O_2 por microrganismos do solo e acelerar o aparecimento de zonas anaeróbias. O mesmo efeito pode ocorrer com a presença de raízes que consomem O_2 ao mesmo tempo em que liberam exsudatos que favorecem o desenvolvimento da flora heterotrófica.

Os dois principais produtos da desnitrificação são o N_2O e o N_2. Há dúvidas se o óxido nítrico (NO) é um intermediário obrigatório da oxidação do NO_3^- e do NO_2^- ou um subproduto, mas as evidências são de que o NO não é produzido em quantidades

significativas na desnitrificação. Como o N_2O é um gás importante para o efeito estufa e um intermediário nas reações que resultam na destruição do ozônio na estratosfera, há interesse em conhecer a quantidade emitida do solo durante a desnitrificação e as condições que a favorecem (Grofman, 2000). Altas concentrações de NO_3^- inibem quase que totalmente a redução do N_2O para N_2 e este efeito é intensificado pela acidez. Assim, o aumento da relação N_2O/N_2 é favorecido pelo aumento na disponibilidade de NO_3^- e pela acidificação do solo (Firestone, 1982; Bremner, 1997). Por outro lado, a disponibilidade de C reduz a relação N_2O/N_2 (Firestone, 1982). De modo geral, a produção de N_2, o mais reduzido dos gases gerados na desnitrificação, é favorecida quando há abundância de substrato (C oxidável) e limitação de receptor de elétrons. Na maioria das situações, as quantidades de N_2 emitidas durante a desnitrificação são muito superiores às de N_2O.

O N_2O é estável na atmosfera, mas instável no solo, onde é reduzido a N_2 na seqüência de reações de desnitrificação. Portanto, solos inundados ou encharcados, além de fonte, funcionam também como dreno de N_2O, que é altamente solúvel em água (Grofman, 2000), mas é pouco provável que solos aeróbios possam retirar e reduzir quantidades apreciáveis de N_2O da atmosfera (Freney, 1997).

As perdas de N-fertilizante por desnitrificação nos sistemas agrícolas são extremamente variáveis e suas quantificações pouco precisas e exatas. De modo geral, estima-se que variem de 5 a 30 % do N aplicado como fertilizante. A maior parte das inferências provém de ensaios em que são realizados os balanços do N aplicado e o contabilizado, no final do ciclo da cultura, nos solos e nas plantas. A diferença, que inclui boa parte do erro experimental, é atribuída a perdas gasosas, especialmente por desnitrificação, mas também por volatilização de NH_3. Resultados de inúmeros ensaios de campo utilizando ^{15}N como traçador apontam para um déficit de 15 a 30 % ou mais do N aplicado (Firestone, 1982; Haysom et al., 1990; Coelho et al., 1991; Chapman et al., 1994; Trivelin et al., 2002a; Vitti et al., 2005; Fenilli, 2006), do qual parte substancial é atribuída a perdas por desnitrificação, incluindo a que ocorre em sítios anaeróbios em solos bem drenados.

Determinações diretas das perdas de N_2 e de N_2O são complexas; exigem confinamento do solo sob câmaras e envolvem a medição de pequenas quantidades de N_2 volatilizado em atmosfera que naturalmente contém 78 % desse gás em sua composição. Os valores medidos em ensaios envolvendo a avaliação direta da desnitrificação podem ser bastante variáveis, mas, geralmente, apontam para números menores do que os obtidos por diferença nos estudos onde é feito o balanço de N nos sistemas. Rozas et al. (2001) contabilizaram perdas de 5,5 e 2,6 % do N aplicado como uréia (doses de 70 e 210 kg ha^{-1} de N, respectivamente) em milho em sistema plantio direto. As perdas por desnitrificação medidas por Weier et al. (1998) foram de 9,2 e 2,8 kg ha^{-1}, nas formas de N_2 e N_2O, em cana-de-açúcar cultivada em solo coberto com palhada e fertilizada com 160 kg ha^{-1} de N. Dados compilados por Freney (1997) indicam que as emissões na forma de N_2O em solos adubados com fertilizantes nitrogenados são bastante variadas, de 0,001 a 6,8 % do N aplicado, com uma média de 1,25 %, estimada em grande número de experimentos de longa duração.

Bremner (1997) reuniu evidências de que perdas de N_2O em solos aeróbios adubados com fontes de N-amoniacal, incluindo a uréia, são provenientes, em parte, do processo de nitrificação, durante a oxidação de NH_4^+ a NO_2^-, e não da desnitrificação, pois a produção de N_2O é fortemente inibida em solos tratados com inibidores de nitrificação e adubos amoniacais em condições aeróbias.

As perdas por desnitrificação que ocorrem em solos inundados são discutidas na seção relativa a perdas de N.

FIXAÇÃO BIOLÓGICA DO N_2

Nesta seção são discutidos apenas aspectos da fixação biológica de N_2 (FBN) relacionados com a química e fertilidade do solo. Revisão completa e detalhada sobre questões microbiológicas pode ser consultada em Moreira & Siqueira (2002).

A fixação biológica de N_2 (FBN) é um processo essencial para transformar o N_2, uma molécula estável e abundante na atmosfera, que não pode ser utilizada pela maioria dos microrganismos e pelas plantas, na forma inorgânica combinada NH_3, e, a partir daí, em formas reativas orgânicas e inorgânicas vitais em sistemas biológicos. A reação de redução do N_2 a NH_3 é realizada por microrganismos que contêm a enzima nitrogenase e são conhecidos como fixadores de N_2 ou diazotróficos.

A FBN desempenha papel importante no aporte de N nos sistemas agrícolas. Estima-se que, no mundo, a FBN em áreas cultivadas contribua com 32 Tg ano^{-1} de N, que corresponde a 30 % do N produzido na forma de fertilizantes. Porém, no Brasil, a FBN de origem antropogênica tem um peso relativo maior e é de cerca de 7,3 Tg ano^{-1}, quase três vezes a quantidade de N fertilizante de origem industrial (2,5 Tg ano^{-1}) (Quadro 1). Só a FBN da cultura da soja representa cerca de 3,2 Tg ano^{-1} de N (Filoso et al., 2006).

Há grande variedade de bactérias e cianobactérias capazes de realizar a FBN em simbiose ou associadas a plantas, fungos e diatomáceas. Actinomicetos do gênero *Frankia* podem estabelecer simbiose com formação de nódulos com plantas de dezenas de gêneros, que não incluem espécies relevantes para a alimentação humana, mas contemplam espécies arbóreas importantes para a produção de madeira, lenha e carvão. Estimativas de FBN em espécies dos gêneros *Casuarina* e *Alnus* são da ordem de 40 a 300 kg ha^{-1} ano^{-1} de N (Moreira & Siqueira, 2002).

A simbiose entre cianobactérias do gênero *Nostoc* ou *Anabaena* com *Azolla* permite a fixação, em sistemas aquáticos, de grandes quantidades de N, que podem atingir mais de 120 kg ha^{-1} em períodos de 40 ou 50 dias. A biomassa de *Azolla* produzida, com teor de N de 40 a 50 g kg^{-1}, pode ser incorporada ao solo e servir de adubo verde para cultivos de arroz, uma prática adotada em larga escala em algumas regiões da Ásia. A *Azolla* pode também ser utilizada na alimentação de peixes, aves e suínos (Moreira & Siqueira, 2002). Apesar do potencial para fornecer N em lavouras de arroz, a utilização de *Azolla* na China tem decrescido em função da disponibilidade de fertilizantes sintéticos e redistribuição da força de trabalho (Graham, 2000).

A simbiose rizóbio-leguminosa é o mais importante sistema simbiótico entre microrganismos e plantas graças à eficiência do processo de fixação de N_2, à amplitude e distribuição geográfica dos hospedeiros e ao impacto econômico para a agricultura, uma vez que permite substancial economia de fertilizantes nitrogenados. A família *Leguminosae* abrange quase 20 mil espécies, incluindo espécies arbóreas importantes e herbáceas usadas como forrageiras, produtoras de matérias-primas ou diretamente na alimentação humana.

A taxa de fixação de N_2 varia entre espécies de bactérias, cultivares de plantas, interação rizóbio-planta, fertilidade do solo, ano agrícola, etc. Estimativas de fixação listadas por Graham (2000) indicam valores de 100 a 300 kg ha^{-1} ano^{-1} de N em leguminosas forrageiras, 80 a > 200 kg ha^{-1} ano^{-1} de N em soja e 20 a 200 kg ha^{-1} ano^{-1} em outras espécies de leguminosas.

O caso de maior sucesso é a simbiose de *Bradyrhizobium* com soja no Brasil. A principal leguminosa comercialmente cultivada no Brasil dispensa totalmente a adubação nitrogenada, uma vez que, em condições normais de cultivo, a FBN é capaz de suprir as necessidades de N da cultura (Hungria et al., 2006). Há materiais inoculantes altamente eficientes e adaptados para as diversas regiões brasileiras. A inoculação é eficaz e bem aceita pelos agricultores. Por outro lado, a FBN com outras leguminosas importantes, tais como o feijão e o amendoim, não consegue, com a tecnologia atualmente disponível, suprir totalmente a demanda por N dessas culturas, mas permite reduzir as doses de N aplicadas como fertilizantes químicos.

Um grupo potencialmente importante de diazotróficos é composto de microrganismos capazes de formar associações (ou simbioses associativas), por meio de colonização radicular e dos tecidos internos das plantas, ou seja, estabelecer associações endofíticas. Dezenas de gêneros de diazotróficos são conhecidos, incluindo *Azospirilum*, *Azotobacter*, *Acetobacter*, *Herbaspirillum*, dentre outros. Embora possam estabelecer associações com dicotiledôneas, as associações mais comuns ocorrem com monocotiledôneas. Pesquisas pioneiras no assunto vêm sendo feitas no Brasil há mais de três décadas pelo grupo de pesquisadores iniciado por Dobereiner, com o desafio de tornar viável e desenvolver meios práticos para substituir, total ou parcialmente, a adubação mineral com N por FBN em gramíneas. A capacidade de fixação de N_2 da associação de várias espécies de diazotróficos com gramíneas forrageiras, cereais e cana-de-açúcar foi demonstrada (Boddey & Dobereiner, 1988; Urquiaga et al., 1992; Boddey et al., 2003). No Brasil, há um interesse especial na FBN associativa com a de cana-de-açúcar, decorrente da extensão da área cultivada e do gasto com fertilizantes nitrogenados.

Há evidências diretas e indiretas da ocorrência de FBN em cana-de-açúcar. Número considerável de bactérias com capacidade de fixar N_2 atmosférico associadas à cana-de-açúcar tem sido identificado e vários autores têm destacando a fixação biológica de N_2 em cana (Sampaio et al., 1988; Urquiaga et al., 1992), com estimativas de contribuição de até 210 kg ha^{-1} ano^{-1} de N (Urquiaga et al., 1992). Recentemente, ênfase tem sido dada a bactérias do gênero *Herbaspirillum* e *Glucanobacter* (Boddey et al., 2003).

As evidências indiretas (Boddey et al., 2003) vêm do fato de a cana-de-açúcar produzir, em cultivos contínuos no Brasil, grandes quantidades de colmos com adubações

nitrogenadas relativamente modestas. As quantidades de N exportadas pelos colmos são semelhantes ou até menores do que as doses de N aplicadas ao longo do ciclo, sem contar que há perdas de N no sistema. Mesmo assim, solos cultivados com essa cultura durante décadas dificilmente mostram sinais de degradação química.

O assunto desperta controvérsia, pois não há evidências, em condições de campo, de que a fixação biológica de N_2 possa garantir o suprimento de N para culturas de média ou alta produtividade. Estudos realizados na África do Sul e na Austrália evidenciam que a fixação biológica de N_2 não é uma fonte significativa deste nutriente para a cana-de-açúcar (Biggs et al., 2002; Hoefsloot et al., 2005), embora bactérias fixadoras de N_2 tenham sido isoladas no campo (Biggs et al., 2002; Hoefsloot et al., 2005).

Ainda não é possível usar inoculantes, visto que a população de fixadores de N_2 em cana-de-açúcar é diversificada e não foi identificada, até o momento, uma espécie que possa ser apontada como a principal responsável pela fixação (Boddey et al., 2003). Além disso, a capacidade de fixação de N_2 revela ter grande dependência da variedade de cana e é favorecida por condições em que haja suprimento adequado de água (Boddey et al., 2003), o que nem sempre ocorre nas soqueiras que rebrotam durante o período mais seco do ano. Assim, a contabilização do N proveniente da fixação biológica em programas de adubação é uma questão aberta.

O mesmo desafio apresenta-se para outras espécies de gramíneas forrageiras ou alimentícias, como o milho e o trigo. Os resultados de pesquisa nem sempre são positivos. Cerca de 60 a 70 % dos trabalhos publicados relatam aumentos de produção em resposta à inoculação, geralmente da ordem de 5 a 30 %. Porém, não é certo se a expectativa não está superestimada, considerando a tendência de não se publicar resultados negativos (Moreira & Siqueira, 2002).

As bactérias diazotróficas apresentam também efeitos estimuladores do crescimento de plantas sem que ocorra incremento do teor de N (Boddey & Dobereiner, 1988). Esta característica vem sendo explorada como outra possibilidade de utilização da inoculação com bactérias diazotróficas associativas em gramíneas. Aumentos na produção em torno de 20 % em resposta à inoculação seriam significativos para a adoção da técnica, desde que consistentes, de acordo com Bashand & Levanony (1990), citados por Sala (2006). Essa pesquisadora obteve resultados promissores em vários experimentos de campo com a inoculação de *Achromobacter insolitus* e *Zoogloea ramigera* em plantas de trigo.

O NITROGÊNIO E O AMBIENTE

O N é um nutriente de grande valor em praticamente todos os ecossistemas, mas pode-se se tornar um poluente importante quando transferido de um ecossistema para outro (Groffman, 2000). O transporte de N nas formas amoniacais e como compostos orgânicos dissolvidos ocorre primordialmente na superfície do solo, por meio de erosão laminar; os óxidos nítrico (NO) e nitroso (N_2O), por meio da atmosfera, e o NO_3^-, por meio das águas superficiais e lixiviação (Groffman, 2000).

Processos biológicos podem originar boa parte do NH_3 e de óxidos de N (NO_x) na atmosfera. Três espécies de NO_x são importantes constituintes da atmosfera: N_2O, NO e NO_2 (Tabatabai et al., 1981). Desses, o N_2O é o mais abundante.

O N_2O apresenta dupla ameaça ambiental. Ele é o quarto mais importante gás do efeito estufa, depois do vapor de água, CO_2 e metano (CH_4), e está envolvido na destruição da camada de ozônio (Addiscott, 2004). O N_2O constitui pequena percentagem dos gases na atmosfera e estratosfera, porém apresenta potencial de aquecimento global equivalente a 296 vezes, em base molecular, ao do CO_2, e representa 6 % do efeito estufa de origem antropogênica (Lagreid et al., 1999; IFA, 2001).

O N_2O é bastante estável no ar e sua destruição ocorre somente na estratosfera pela ação dos raios ultravioletas. Porém, nesse processo, parte do N_2O decomposto participa de reações que provocam a destruição de ozônio (Addiscott, 2004):

$$O_3 + hv \rightarrow O_2 + O^*$$
$$N_2O + O^* \rightarrow 2NO$$
$$NO + O_3 \rightarrow NO_2 + O_2$$

em que *hv* representa a radiação ultravioleta e O* o singlete de O (oxigênio com o elétron desemparelhado).

O NO produzido no solo ou por atividades antrópicas é pouco relevante nas reações com o ozônio, pois não chega à estratosfera, uma vez que reage prontamente com os radicais livres abundantes na troposfera. O NO, relativamente instável, é convertido na atmosfera a NO_2, que, por sua vez, reage com vapor de água e forma HNO_3 (Granli & Bockman, 1994); o tempo de residência na atmosfera do NO e do NO_2 é de poucos dias, comparado com o período de 70 a 120 anos do N_2O (Tabatabai et al., 1981; Griffith, 2005). Assim, o N_2O tem papel relevante na destruição da camada de ozônio, visto que consegue atingir a estratosfera, onde produzirá o NO que reagirá com o O_3 (Addiscott, 2004). Estima-se que a contribuição da agricultura como fonte global de N_2O seja da ordem de 35 % (IFA, 2001).

As espécies NO_x são componentes importantes das chuvas ácidas, mas, neste caso, a maior contribuição para a geração desses gases é de atividades industriais ou de motores a combustão.

O NO_3^- apresenta grande mobilidade no solo, podendo chegar às águas superficiais e ao lençol freático, com potencial de se tornar um contaminante do ambiente. A Organização Mundial de Saúde (WHO, 1993) recomenda que a água potável não tenha mais do que 50 mg L^{-1} de NO_3^- (ou 10 mg L^{-1} de N-NO_3^-) e este limite tem sido adotado por muitos países, que têm estabelecido legislação para controlar a concentração de NO_3^- nas águas superficiais (Addiscott, 2004; Howarth & Marino, 2006; Howarth et al., 2006), implicando que os agricultores devem adequar suas práticas de manejo de fertilizantes nitrogenados para atender a esse padrão (Groffman, 2000; Wortmann, 2006). Em regiões com intenso uso de N e lençol freático alto, as medidas de controle de NO_3^- na água têm provocado mudanças de manejo, tais como o controle de adubações nitrogenadas e o renovado interesse por métodos de análise de solo para prever a disponibilidade de N (Mulvaney et al., 2001; Martens et al., 2006; Wortmann, 2006).

O limite de 50 mg L^{-1} de NO_3^- nas águas para consumo humano é atribuído a pesquisas realizadas em meados do século XX, relacionando metaemoglobinemia em crianças à presença de NO_3^- na água ou na dieta. Posteriormente, passou-se a suspeitar que a presença de altas concentrações de NO_3^- na dieta humana pudesse estar ligada à ocorrência de câncer de estômago, em virtude da produção de NO_2^- a partir da redução de NO_3^- no trato digestivo. As medidas para evitar o acúmulo de altas concentrações de NO_3^- na água, implementadas nos EUA e na Comunidade Européia, têm tido um alto custo e têm sido questionadas. Addiscott (2004) revisou o assunto e argumenta, com base na literatura, que as evidências da relação entre NO_3^- e a metaemoglobinemia ou ao câncer do estômago são parcas e inconsistentes. Ao contrário, Addiscott (2004), um cientista que trabalhou por mais de três décadas em Rothamsted, Inglaterra, lista estudos recentes mostrando que o NO_3^- pode ter efeito benéfico para a saúde humana por seu papel no controle de gastroenterites bacterianas e concluiu que os atuais limites à presença de NO_3^- na água são desnecessários e podem ser contraprodutivos. Esse é um assunto bastante controvertido.

Se a ligação entre o NO_3^- e danos à saúde humana pode estar sendo revista com base em novas pesquisas, o problema do efeito do NO_3^- sobre a eutroficação de águas superficiais permanece em evidência, especialmente em países do hemisfério norte. Geralmente, o P é o elemento mais limitante nas águas para promover o aumento da atividade biológica em águas superficiais, lagos e estuários, mas o N também exerce papel relevante (Keeney, 1982; Howarth & Marino, 2006). A maior evidência da relação do N com a eutroficação vem do fato de o período de aumento explosivo da eutroficação em águas costeiras coincidir com o período de maior aumento global na produção de N reativo (Howarth & Marino, 2006).

A eutroficação refere-se à excessiva produção primária de algas e plantas aquáticas causada pela elevação do suprimento de nutrientes. A maior oferta de nutrientes pode ter efeitos benéficos em ambientes aquáticos para o aumento da produtividade de peixes e outras espécies exploradas economicamente; porém, níveis elevados de eutroficação estão associados a efeitos prejudiciais, tais como: alteração na distribuição de espécies nos ambientes aquáticos, aumento de algas tóxicas e decréscimo da concentração de O_2 dissolvido em virtude da decomposição da matéria orgância produzida (Lagreid et al., 1999; Scavia & Bricker, 2006). Regiões de hipoxia (concentração de O_2 abaixo de 2 mg L^{-1}) têm-se formado no mar na costa americana no Golfo do México, bem como em estuários na Europa, especialmente na primavera e verão; em 2002, a área com hipoxia no Golfo do México atingiu o recorde de 22.000 km^2 (Scavia & Bricker, 2006). Uma comissão formada pelo governo norte-americano concluiu que a principal causa externa foi o aumento da carga de N nas águas do golfo: cerca de 74 % do NO_3^- provém de fontes difusas relacionadas com atividades agrícolas, boa parte advinda de regiões produtoras de grãos no meio oeste americano (Scavia & Bricker, 2006). Regulamentações têm sido propostas nos EUA e na Europa para limitar a carga de N e de P em águas superficiais e do subsolo (Howarth & Marino, 2006) com implicações diretas sobre o manejo de fertilizantes pelos agricultores.

Poucos dados estão disponíveis no Brasil sobre o impacto do uso excessivo de N no ambiente. De modo geral, as doses de N utilizadas na agricultura comercial de larga escala (produção de grãos e fruticultura) são pequenas e o lençol freático, na maior parte

das áreas agrícolas, é bastante profundo. O N proveniente da fixação biológica em áreas cultivadas no Brasil supera muito o proveniente de fertilizantes (Filoso et al., 2006) graças à grande área ocupada com soja, que praticamente não recebe adubos nitrogenados. Além disso, as avaliações de lixiviação de NO_3^- não têm apontado para perdas substanciais (discutido em outra parte deste capítulo), o que faz supor que a lixiviação de NO_3^- não seja generalizada. Problemas localizados podem estar ocorrendo em áreas próximas dos grandes centros urbanos, cultivadas com hortaliças ou com culturas nas quais altas quantidades de adubos minerais e orgânicos são utilizadas.

PERDAS DE NITROGÊNIO DO SISTEMA SOLO-PLANTA

Lixiviação de Nitrato

O ânion nitrato tem baixa interação química com os minerais do solo. A predominância de cargas negativas no solo, ou pelo menos nas camadas superficiais nos solos tropicais, e a baixa interação química do NO_3^- com os minerais do solo fazem com que o NO_3^- esteja sujeito à lixiviação para as camadas mais profundas, podendo atingir águas superficiais ou o lençol freático. Problemas associados ao excesso de NO_3^- no ambiente têm levado à regulamentação e ao controle de práticas agrícolas nos Estados Unidos e na Europa, com o estabelecimento de limitações nas dosagens de adubos nitrogenados orgânicos e minerais em áreas sensíveis.

A lixiviação de NO_3^- tem estreita dependência da quantidade de água que percola no perfil do solo. Estimativas da movimentação de NO_3^- têm sido apresentadas por alguns autores. Wild (1972) observou que a lixiviação de NO_3^- atingiu a taxa de 0,5 mm mm^{-1} de chuva em um Alfissol bem estruturado da Nigéria; para um solo arenoso da Carolina do Norte (EUA), a taxa variou de 1 a 5 mm mm^{-1} de chuva (Terry & McCants, 1970). Valores encontrados no Brasil variaram de aproximadamente 1 mm mm^{-1} de chuva (Reichardt et al., 1982) a 1,5 mm mm^{-1} em um solo argiloso do Cerrado (Suhet et al., 1986). Esses valores dão uma idéia de quanto a chuva ou a irrigação podem provocar a lixiviação do NO_3^-, porém essa relação entre caminhamento do N e quantidade de chuva ou de água que passa pelo perfil do solo não é tão simples, porque a água e o soluto não se movem uniformemente por causa das interações físicas e químicas com o solo e, se o solo estiver seco, parte da água ficará retira na matriz do solo. Além disso, não leva em conta o intervalo de ocorrência da chuva pois parte da água retorna à atmosfera pela evapotranspiração. A textura do solo também afeta a lixiviação, que é maior em solos arenosos, que, por apresentarem menor microporosidade, têm movimentação mais rápida da água no sentido descendente.

O NO_3^- não é retido em solos com predominância de cargas eletronegativas, mas muitos solos tropicais têm horizontes subsuperficiais com cargas positivas, que podem retardar consideravelmente a lixiviação do nitrato (Raij & Camargo, 1974).

A maior parte da água que percola não flui através dos agregados do solo, mas ao redor deles; a água no interior dos agregados permanece praticamente imóvel. Assim, a

água ao redor dos agregados tem mobilidade maior do que aquela no interior dos mesmos. O NO_3^-, e outros solutos se movem por difusão entre o interior dos agregados e a solução externa (Addiscott, 2004). A velocidade da difusão do NO_3^- – maior em solos arenosos com pouca agregação e menor em solos argilosos ou com agregados de maior tamanho – afeta a taxa de lixiviação. Quanto menor a taxa de difusão e maior o tamanho dos agregados, menor a lixiviação. Isso, porém, ocorre quando a maior parte do NO_3^- está ou é produzida no interior dos agregados, como é o caso do N mineralizado a partir da MOS ou o N do fertilizante que esteve em contato com o solo por um tempo longo o suficiente para atingir algum equilíbrio e migrar para o interior dos agregados. Nesse caso, o NO_3^- é lixiviado mais lentamente. Por outro lado, o NO_3^- pode ser rapidamente lixiviado e caminhar uma distância maior do que a altura da coluna de água da chuva, mesmo em solo argiloso, se em alta concentração na solução do solo (região adubada, por exemplo) e ocorrer uma chuva de média ou grande intensidade que desce rapidamente por fissuras ou ao redor dos grânulos do solo de modo que impossibilite a difusão do íon para seu interior (Figura 4).

Com o secamento do solo na superfície ou a absorção de água pelas plantas, o potencial de água no solo nas camadas superficiais pode tornar-se muito inferior ao do subsolo de modo que ocorra ascensão capilar, cujo efeito é o inverso da lixiviação. Íons presentes na solução podem ascender no perfil do solo. Esse fenômeno recebe pouca consideração, mas pode contribuir para manter o N disponível próximo do sistema radicular. Porém, as condições para ascensão capilar nem sempre estão presentes, visto

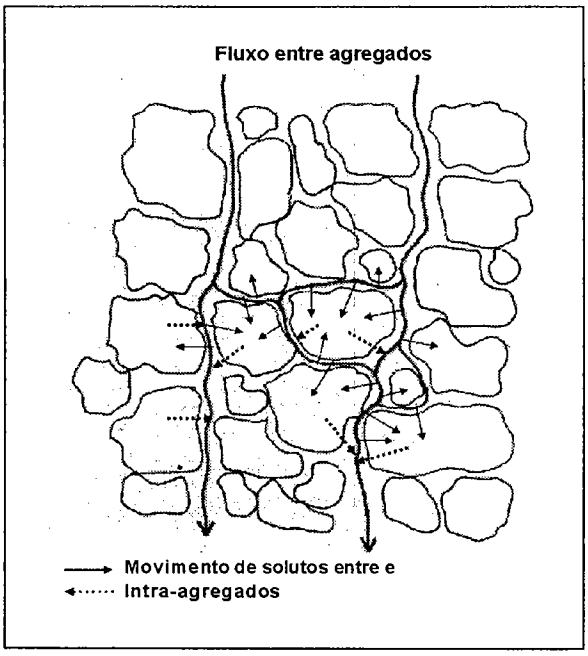


Figura 4. Fluxo de água e de nitrato entre e intra-agregados. O fluxo entre agregados é rápido é provoca a lixiviação apenas do nitrato em solução na água de percolação. O equilíbrio entre o nitrato na solução que percola entre os agregados e a solução interna dos agregados se dá por difusão e é um processo lento.

Fonte: Redesenhado com base em Addiscott (2004).

que, além de manter a continuidade da coluna de água nos poros, é preciso vencer o gradiente gravitacional. A altura com que a água se eleva por capilaridade é inversamente proporcional ao menor diâmetros dos poros intercomunicantes.

No Brasil, são poucos os casos de altas perdas por lixiviação relatados na literatura. O quadro 4 apresenta um resumo de trabalhos publicados em que a lixiviação de NO_3^- foi medida, com o uso de traçador ^{15}N. De modo geral, nos experimentos listados, as quantidades de N lixiviadas foram pequenas. Aparentemente, não houve restrição de água, uma vez que as quantidades de chuva no ciclo das culturas foram suficientes para provocar movimentação de água para os horizontes subsuperficiais.

As maiores quantidades de N lixiviadas aconteceram nos ensaios de Coelho et al. (1991) e de Camargo (1989) e nesses, como nos demais, a maior parte do N lixiviado proveio da mineralização da MOS e não do fertilizante aplicado. As doses de N relativamente baixas, a textura argilosa da maioria dos locais e o parcelamento da adubação nitrogenada, no qual a maior parte do N é aplicada no período de ativa absorção de N pelas plantas, ajudam a explicar as limitadas perdas de N observadas nos estudos realizados no Brasil (Quadro 4). A imobilização pela microbiota do solo de parte do N também colabora para reduzir a lixiviação (Coelho et al., 1991).

A lixiviação do N proveniente da MOS ocorre geralmente no início do ciclo da cultura, quando as plantas têm poucas raízes para absorver o N mineralizado antes do plantio, às vezes estimulado pelo preparo mecânico do solo, pois a maior parte desses estudos é feita sob sistema de cultivo convencional.

Quadro 4. Resumo de trabalhos[(1)] em que a lixiviação de nitrato foi medida em campo, com o uso de adubos marcados com ^{15}N

Solo	Fertilizante	Dose de N	Cultura	Ciclo	Precipitação	N-lixiviado		Ref[(2)]
						Total	N-fertilizante	
		kg ha^{-1}		dia	mm	kg ha^{-1}		
Nitossolo	UR	120	Feijão	120	661	6,7	traços	1
Nitossolo	SA	100	Feijão	365	1.382	15,0	1,3	2
Nitossolo	SA	42	Feijão	86	423	traços	traços	3
Nitossolo	UR	100	Milho	150	620	32,4	11,0	4
LE	UR	60	Milho	170	1.100	84,6	2,3	5
LVA	SA	80	Milho	150	717	9,2	0,4	6
LE	UR	100	Cana	102	667	87,0	34,0	7
LE	Aquamônia	100	Cana	102	667	29,0	7,0	7
Neossolo quartzar.	UR (lisímetro)	90	Cana	330	2.015	4,5	traços	8
Nitossolo	UR	125	Milho	128	339	1,2	traços	9
Nitossolo	UR	250	Milho	128	339	1,1	traços	9
LVA	SA	120	Milho	120	615	15,4	0,7	10
Nitossolo	SA	280	Café	366	1.323	29,6	6,5	11

[(1)] Com base na seleção inicial feita por Urquiaga & Zapata (2000). [(2)] 1: Libardi & Reichardt (1978); 2: Meirelles et al. (1980); 3: Urquiaga et al. (1986); 4: Araujo (1982); 5: Coelho et al. (1991); 6: Reichard et al. (1979); 7: Camargo (1989); 8: Oliveira et al. (2002); 9: Gava (2003); 10: Fernandes et al. (2006); Fenilli (2006).

Há intensa competição por N no solo entre plantas e entre plantas e microrganismos, a qual pode prevenir as perdas por lixiviação, pelo fato de os nitrificadores geralmente não levarem vantagem na disputa com as plantas e com outros microrganismos pelo NH_4^+ (Groffman, 2000). Assim, somente os solos que recebem doses de N em excesso em relação às necessidades das plantas e dos microrganismos são fontes de NO_3^- para o ambiente. Isso pode ocorrer também em solos revolvidos por arações e gradagens, ou em períodos em que as plantas não absorvem grandes quantidades de N, como após as colheitas, estádios iniciais de crescimento, etc.

Coelho et al. (1991) estudaram o balanço de N aplicado em cobertura na cultura do milho (uréia ^{15}N, 60 kg ha^{-1} enterrada) e observaram que a maior parte do N fertilizante residual no solo após a colheita (72 a 89 % do N residual), mesmo nas camadas mais profundas, estava na forma orgânica, ou seja, havia sido imobilizada por microrganismos do solo. Apenas 4 % do N fertilizante foi encontrado abaixo de 90 cm de profundidade no final do ciclo do milho. A baixa dose de N empregada no experimento não foi, provavelmente, suficiente para exceder a demanda por N do sistema.

Fernandes et al. (2006) também mostraram baixas perdas de N por lixiviação em um solo arenoso (840 g kg^{-1} de areia) em Piracicaba, cultivado por dois ciclos com milho, recebendo 120 kg ha^{-1} de N na forma de sulfato de amônio, marcado com ^{15}N. No primeiro ano, as perdas de N (nitrato encontrado a 80 cm) atingiram cerca de 22 kg ha^{-1} de N no final do ciclo do milho. Durante o ciclo, 530 mm de chuva atingiram 80 cm de profundidade no perfil do solo, mas é provável que o solo já tivesse algum estoque de água armazenado, visto que o ensaio teve início quase dois meses após o começo da estação chuvosa, no final de dezembro. No entanto, apenas 0,3 kg ha^{-1} do N provinha do fertilizante. O N que lixiviou era oriundo da mineralização da MOS e pode ter ocorrido após a incorporação do calcário e antes da semeadura do milho. Nos períodos em que o solo permaneceu sem cultivo ou com a cultura de cobertura, no outono-inverno, a lixiviação foi insignificante. No ciclo seguinte do milho, novamente adubado com 120 kg ha^{-1} de N, as perdas de NO_3^- também foram baixas, atingindo apenas 6,4 kg ha^{-1} de N-NO_3^-. As chuvas durante os ciclos do milho variaram de 615 a 656 mm.

As perdas por lixiviação durante o período seco de inverno são geralmente baixas, como observaram Boaretto et al. (2004), cultivando trigo irrigado em um solo argiloso em Campinas: as perdas foram de menos de 1 % do N aplicado (135 kg ha^{-1} de N).

A lixiviação de NO_3^- foi estudada por Primavesi et al. (2006) no Brasil em pastagem de coastcross com manejo intensivo, em solo de textura média. As doses de N aplicadas variaram de 125 a 1.000 kg ha^{-1} de N, parceladas em cinco vezes. Ao final do primeiro ano, quantidades relativamente altas de N-NO_3^- (68 e 60 kg ha^{-1}) foram encontradas nas camadas de 0,4 a 0,8 m e de 0,8 a 2,0 m, respectivamente, apenas nas parcelas que receberam 1.000 kg ha^{-1} de N, uma dose além da necessária para a obtenção da máxima resposta da gramínea. No segundo ano, parcelas tratadas com até 500 kg ha^{-1} de N tiveram o teor de NO_3^- no solo monitorado semanalmente. De modo geral, os teores de N-NO_3^- abaixo de 60 cm de profundidade foram inferiores a 8 mg kg^{-1}. Os autores concluíram que os riscos de contaminação do lençol freático são pequenos em pastos de gramíneas tropicais se as adubações, mesmo altas, não excederem a capacidade de ciclagem das forrageiras (Primavesi et al., 2006).

Em culturas que recebem N acima da dose para máxima resposta, pode haver acúmulo de N inorgânico no subsolo. Cantarella et al. (2003b) observaram, no final da estação das chuvas, a presença de cerca de 80 kg ha^{-1} de N na camada de 20–60 cm de solo em um pomar de laranja adubado com 180 e 240 kg ha^{-1} de N. Pelo menos parte desse N pode ser lixiviado para camadas fora do alcance do sistema radicular das laranjeiras no início da estação das chuvas subseqüentes.

Da mesma forma como ocorre no Brasil, na região tropical da maioria dos países em desenvolvimento na Ásia ocidental e central, bem como na África, especialmente nos cultivos de sequeiro, o uso de doses moderadas de N nas adubações não tem constituído risco de poluição de águas subterrâneas com NO_3^- (Singh et al., 1995). No entanto, em parte do território asiático, a situação é diferente. Em algumas áreas da China, o uso de altas doses de N pode levar à baixa eficiência de uso dos fertilizantes e, conseqüentemente, a perdas por lixiviação (Chen et al., 2004). Em áreas com sistema de cultivo intensivo de plantas olerícolas e frutíferas, o teor de N-NO_3^- residual no solo após a colheita atingiu valores em torno de 1.000 kg ha^{-1} de N na profundidade de 90 a 180 cm (Ju et al., 2006). Esses autores relataram um levantamento feito em centenas de áreas agrícolas na China nas quais as doses médias de fertilizantes nitrogenados aplicadas por ciclo de cultura variaram de 208 kg ha^{-1} de N em milho de verão a 848 kg ha^{-1} de N em pomares de maçã e a 1.700 kg ha^{-1} de N em hortaliças em casas de vegetação.

Em várias regiões de clima temperado e subtropical, nas quais o uso de fertilizantes nitrogenados é mais intenso, ocorrem depósitos de água do subsolo com teores de NO_3^- acima do permitido pela legislação (50 mg L^{-1} de NO_3^-): 11 % dos poços em áreas cultivadas da Comunidade Européia (Lagreid et al., 1999); 14 a 21 % dos poços no nordeste da Austrália (Thorburn et al., 2003); 17 a 26 % dos poços de Wisconsin (Postle, 1999, citado por Ju et al., 2006).

Os dados disponíveis no Brasil indicam que, com as doses de N presentemente utilizadas e com o manejo da adubação adotado, envolvendo o parcelamento das aplicações, o risco de contaminação ambiental com NO_3^- na agricultura brasileira é baixo, exceto, talvez, em bolsões de produção de olerícolas em torno das cidades. Há poucas informações disponíveis sobre o assunto.

Recentemente, alguns agricultores têm concentrado a adubação nitrogenada antes ou durante a semeadura de grãos no sistema plantio direto. Em áreas de solo argiloso ou com muita MO acumulada no solo como conseqüência da adoção, por longo tempo do sistema plantio direto, os rendimentos das culturas não têm sido reduzidos ou até têm aumentado ligeiramente em comparação com a tradicional aplicação parcelada na semeadura e cobertura (Sá, 1996; Basso & Ceretta, 2000; Lara Cabezas et al., 2005). Condições pouco favoráveis à lixiviação de NO_3^- e imobilização temporária do N do fertilizante pela microbiota do solo, em sistemas com alta atividade microbiana, colaboram para reter o N na camada superficial. Porém, em anos de muita chuva no início do ciclo das culturas de verão, como ocorre com relativa freqüência, a antecipação da adubação nitrogenada tem provocado reduções significativas na produtividade do milho (Basso & Ceretta, 2000; Pottker & Wiethölter, 2000; Cantarella et al., 2003a), indicando que parte do N aplicado foi lixiviado antes que as plantas tivessem condições de absorvê-lo. O risco é maior em solos arenosos.

Volatilização de Amônia

As emissões atmosféricas de N na forma de NH_3 são estimadas em cerca de 54 Tg ano^{-1}, das quais 75 % são emissões provocadas pela ação do homem (Lagreid et al., 1999). A principal fonte de NH_3 no mundo (22 Tg ano^{-1} de N) é a criação de animais e seus dejetos, em virtude das altas perdas de N da urina e das fezes por volatilização. As contribuições dos fertilizantes (9 Tg ano^{-1} de N) e da queima de vegetação (6 Tg ano^{-1} de N) são também relevantes. Nessa seção, serão enfatizadas as perdas de NH_3 relativas ao uso de fertilizantes nitrogenados. Porém, em pastagens, as perdas de NH_3 provenientes dos dejetos animais podem ser importantes.

A distribuição das fezes e urinas nos pastos é bastante irregular. Dependendo do manejo, cerca de 1 a 46 % da área das pastagens é coberta por fezes, mas a concentração de nutrientes na região sob as deposições de fezes e urina é elevada, atingindo em torno de 1.000 kg ha^{-1} de N. Além da possibilidade da deposição dos nutrientes em áreas em que eles possam ser pouco aproveitados ou carreados para fora do sistema, vindo a causar poluição, há chances de perdas de N por volatilização de NH_3 e lixiviação, em adição às perdas por desnitrificação, sobre as quais há menor volume de dados. As perdas de NH_3 variam de 4 a 46 % do N das fezes e da urina (Haynes & Williams, 1993) e são maiores para pastos que recebem altas doses de N, que enriquecem os dejetos (Bussink, 1994).

As perdas por volatilização de amônia em solos dependem do pH. O equilíbrio entre o íon amônio (NH_4^+) e a forma gasosa, amônia (NH_3), é dado pela expressão:

$$NH_4^+ \leftrightarrow NH_3 + H^+$$

Considerando a constante de dissociação em soluções aquosas ($5{,}85 \times 10^{-10}$ a 20 °C), obtêm-se:

$$\log \frac{[NH_3]}{[NH_4^+]} = pH - 9{,}2$$

Isto mostra que, em condições de pH ácido, a espécie química predominante é o NH_4^+. A percentagem do N amoniacal total em solução, presente na forma de NH_3, é apenas 0,01 % para um meio com pH 5,2, aumenta para 1 % a pH 7,2 e para 50 % em pH 9,2. No solo, o tamponamento do meio e as interações com outros componentes alteram as condições de equilíbrio de modo que em pH 7 a percentagem de NH_3 é geralmente bem maior do que ocorre em soluções puras.

Em solos alcalinos ou com pH > 7, qualquer fertilizante nitrogenado que contém N amoniacal está sujeito a perdas de NH_3 por volatilização; todavia, é muito baixa no Brasil a ocorrência de solos com essas características. Por outro lado, pouca ou nenhuma perda de NH_3 ocorre quando fertilizantes amoniacais de reação ácida ou neutra, como o sulfato ou o nitrato de amônio, são aplicados a solos neutros ou ácidos, como demonstram resultados de vários estudos (Terman, 1979; Lara Cabezas et al., 1997b; Cantarella et al., 2001a, 2003b; Costa et al., 2003), visto que o amônio permanece na forma iônica e estável.

No entanto, quando aplicada ao solo, a uréia passa por hidrólise enzimática liberando N amoniacal. Em solos com pH menor do que 6,3 – maioria dos solos brasileiros – a reação predominante é (Koelliker & Kissel, 1988):

$$CO(NH_2)_2 + 2H^+ + 2H_2O \xrightarrow{\text{urease}} 2NH_4^+ + H_2CO_3$$

Em solos com pH mais elevado (≥ 6,3), a reação é:

$$CO(NH_2)_2 + H^+ + 2H_2O \xrightarrow{\text{urease}} 2NH_4^+ + HCO_3^-$$

A reação de hidrólise consome prótons (H^+) e provoca a elevação do pH ao redor das partículas; assim, mesmo em solos ácidos, a uréia está sujeita a perdas de N por volatilização de NH_3. Overrein & Moe (1967) notaram que o pH do solo ao redor das partículas de fertilizantes subiu de 6,5 para 8,8 três dias após a adubação. Resultados semelhantes foram observados por outros pesquisadores em diferentes tipos de solo (Kissel et al., 1988).

De fato, vários autores brasileiros têm relatado altas perdas de N por volatilização de NH_3, quando a uréia é aplicada na superfície dos solos (Quadro 5): a saber: 20 a 40 % do N aplicado em cana-de-açúcar (Cantarella et al., 1999; Vitti, 2003), 16 a 44 % do N em citros (Cantarella et al., 2003b), 16 a 61 % em pastagens (Cantarella et al., 2001a,b) ou até muito maiores, como os resultados de Lara Cabezas et al. (1997a, b, 2000), que mostraram perdas que variaram de 40 a 78 % do N aplicado na superfície do solo.

A urease presente nos solos é proveniente da síntese realizada por microrganismos e, provavelmente, também de origem em resíduos vegetais (Bremner & Mulvaney, 1978; Frankenberger & Tabatabai, 1982). Paulson & Kurtz (1969) estimaram que 79 a 89 % da atividade da urease em solos se deve a enzimas extracelulares, adsorvidas aos colóides do solo, e que agem mesmo em solos esterilizados.

A atividade de urease é maior em plantas e resíduos vegetais do que em solo. Barreto & Westerman (1989) observaram que a atividade de urease em resíduos de culturas era cerca de trinta vezes maior e, em solos sob plantio direto, quatro vezes maior do que em

Quadro 5. Perdas anuais de nitrogênio por volatilização de amônia em pomar de laranja adubado com uréia ou nitrato de amônio, aplicados na superfície do solo

Fonte de N	Dose de N	NH_3 volatilizada		
		1995/96	1996/97	1998/99
	kg ha^{-1}	% do N aplicado		
Uréia	20	26	17	19
	100	31	16	25
	260	44	17	33
Nitrato de amônio	260	2	2	4

Fonte: Cantarella et al. (2003b).

solos sob cultivo tradicional. Portanto, solos com restos de culturas (plantio direto, áreas manejadas com resíduos de plantas na superfície dos solos) tendem a apresentar maior atividade de urease e maiores perdas de NH_3 do que solos descobertos.

A atividade de urease depende da umidade do solo. Em solo seco, a uréia pode permanecer estável (Volk, 1966), mas a taxa de hidrólise aumenta conforme o teor de água do solo se eleva, até que este atinja 20 %; a partir deste ponto, a taxa de hidrólise é pouco alterada pelo teor de água (Bremner & Mulvaney, 1978). Portanto, a aplicação de uréia em solo seco é preferível à sua adição em solo úmido (Terman, 1979; Lara Cabezas et al., 1992).

A hidrólise da uréia aumenta com a elevação da temperatura até 40 °C (Bremner & Mulvaney, 1978), mas a hidrólise e as perdas por volatilização de NH_3 decrescem rapidamente com o abaixamento da temperatura. Ernst & Massey (1960) observaram que a 8 e a 16 °C as perdas de NH_3 foram reduzidas em 71 e 56 %, respectivamente, em relação às observadas a 32 °C. Com isso, o potencial de volatilização de NH_3 em regiões tropicais ou nos cultivos de verão é maior do que em regiões de clima temperado ou do que nas adubações feitas no outono-inverno, como ocorre com os cereais de inverno no Brasil. Por exemplo, Watson et al. (1990) concluíram que a uréia tem menor eficiência do que o nitrocálcio em pastagens de clima temperado na Europa, especialmente no verão; as perdas por volatilização de NH_3, em torno de 6 a 12 % relatadas, no entanto, são menores do que as obtidas no Brasil em pasto de coastcross: 16 a 61 %, dependendo da dose e época de aplicação (Cantarella et al., 2001a,b). As perdas de NH_3 medidas durante o cultivo de trigo no inverno no Brasil, adubado com 60 ou 90 kg ha^{-1} de N na forma de uréia, variaram de 6 a 12 % do N aplicado (Boaretto et al., 2004), valores mais baixos do que os normalmente obtidos em experimentos realizados no verão.

A hidrólise da uréia é relativamente rápida em solos com umidade e temperatura adequadas para o crescimento e desenvolvimento das plantas na primavera e verão brasileiro. Broadbent et al. (1958) relataram que a uréia aplicada em doses iguais ou inferiores a 400 g kg^{-1} a quatro diferentes solos mantidos em 24 °C hidrolisou completamente em dois dias. Com isso, o pico de perdas por volatilização normalmente ocorre dois a quatro dias após a aplicação da uréia. Porém, em solos com altas quantidades de resíduos de plantas na superfície, umidade e temperatura adequadas, a hidrólise pode ser bastante rápida. Cantarella et al. (2001a) observaram em área com pastagem de capim coastcross que o pico de perdas de NH_3 ocorreu já no primeiro dia após a aplicação da uréia.

Altas concentrações de uréia no solo podem saturar os sítios ativos da enzima de modo a retardar a hidrólise (Hargrove, 1988b). Solos incubados com 800 mg kg^{-1} ainda continham pouco menos de 30 % da uréia intacta após três dias, mas, após 14 dias, toda a uréia havia sido hidrolisada (Broadbent et al., 1958). A hidrólise mais lenta geralmente contribui para a redução das perdas de NH_3 por terem a uréia ou a NH_3 produzidas mais tempo para difundir para o interior do solo e reagir com os colóides do solo. Porém, se a atividade de urease do solo não for limitante, doses mais elevadas (Quadro 5) ou aplicações localizadas (faixas estreitas) tendem a resultar em maiores perdas de NH_3 do que a mesma dose aplicada a lanço (Touchton & Hargrove, 1982; Freney et al., 1991; Cantarella et al., 2003b; Vitti et al., 2005), uma vez que o pH do solo tende a se manter

mais alto no local onde se concentra o adubo. Freney et al. (1991) observaram perdas de NH_3 de 38 % para a uréia aplicada em faixas e de 23 % para a adubação a lanço. No Brasil, resultados semelhantes foram obtidos por Vitti et al. (2005) (Quadro 6).

Quadro 6. Amônia volatilizada e produtividade de colmos em relação às formas de aplicação dos adubos nitrogenados em faixa e em área total (dose de 70 kg ha^{-1} de N) em cana colhida sem despalha a fogo

Fontes de N	N-NH_3 volatilizado		Produção de colmos	
	Faixa	Área total	Faixa	Área total
	kg ha^{-1}		t ha^{-1}	
Sulfato de amônio	2 aA	3 a A	73 aA	76 aA
Nitrato de amônio	2 aA	4a A	64 bA	66 abA
Uran	13 bA	9 bB	61 bA	64 bA
Uréia	32 cA	26 cB	60 bA	57 bA

Médias seguidas por letras iguais: minúsculas, na vertical, e maiúscula, na horizontal, respectivamente, não diferem entre si a 5 % pelo teste Tukey.
Fonte: Vitti et al. (2005).

Formulações líquidas, tais como o uran [adubo fluido, mistura de uréia e nitrato de amônio] e soluções de uréia podem ter menores perdas de NH_3 quando aplicados em faixas (Hargrove & Kissel, 1979; Fairlie & Goos, 1986), provavelmente porque a aplicação da solução em área reduzida (em faixa) provoca ligeira incorporação do fertilizante ao solo e, em alguns casos, saturação da urease na região de aplicação. As diferenças entre aplicação localizada (em faixa) ou em área total não são consistentes, visto que alguns dos fatores que afetam as perdas – saturação da enzima ou maior alcalinidade do solo – agem em sentidos opostos.

Além do pH, outra importante característica do solo que afeta as perdas de NH_3 é o poder tampão da acidez do solo. A elevação do pH decorrente da hidrólise da uréia depende, em parte, do poder tampão do solo. Solos com alto poder tampão opõem maior resistência ao aumento do pH e, correspondentemente, têm menores perdas por volatilização. A capacidade de troca de cátions (CTC) e, por extensão, a textura e o teor de MOS, influem diretamente no poder tampão dos solos. Vários estudos têm demonstrado que solos com textura arenosa perdem mais NH_3 que solos de textura fina ou argilosa (Fenn & Kissel, 1976; Nelson, 1982). Para Gasser (1964), a CTC é o mais importante fator que afeta as perdas por volatilização de NH_3 em solos. Além do efeito do poder tampão, solos com maior CTC apresentam maiores quantidades de sítios de troca para reter o NH_4^+ produzido e menos NH_3 permanece em solução (Nelson, 1982). Ferguson et al. (1984) demonstraram que o poder tampão da acidez é mais importante que o pH inicial do solo e a CTC, na determinação das perdas de NH_3 por volatilização.

Trabalhos realizados há várias décadas mostram que a maneira mais eficiente de reduzir ou eliminar as perdas por volatilização é a incorporação da uréia ao solo (Ernst & Massey, 1960; Overrein & Moe, 1967; Espironelo et al., 1987; Trivelin et al., 2002a). A

profundidade de incorporação que garante o controle de perdas depende da textura e CTC dos solos, umidade, direção da movimentação da água no perfil etc. Geralmente, a incorporação a 5 ou 10 cm de profundidade já é suficiente para controlar as perdas de NH_3 (Anjos & Tedesco, 1976; Nelson, 1982; Cantarella et al., 1999).

A incorporação acrescenta um custo adicional à adubação, que pode ser elevado em solos cobertos com grandes quantidades de palha, como é o caso da cultura da cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. Além disso, muitas vezes, o sulco aberto para incorporação do fertilizante de cobertura expõe e estimula a germinação de sementes de plantas invasoras.

A incorporação da uréia ao solo, graças à alta solubilidade desse fertilizante, também pode ser feita por meio da água da chuva ou da irrigação. Em áreas de solo descoberto, 10 a 20 mm de chuva ou irrigação são considerados suficientes para incorporar a uréia ao solo (Terman, 1979; Hargrove, 1988b). No entanto, a presença de palha aumenta a exigência da lâmina de água. Lara Cabezas et al. (1997a) mediram perdas substanciais de NH_3 em área de milho em SPD mesmo após uma irrigação com 28 mm de água realizada após a aplicação da uréia. Prammanee et al. (1989) mediram perdas de 21 % do N–uréia aplicado sobre um solo coberto com palha de cana que recebeu 100 mm de chuvas intermitentes por três dias. Freney et al. (1994) atribuem a maior necessidade de água ao fato de a palha da superfície formar canais por onde a água desce preferencialmente e não consegue arrastar eficazmente a uréia e incorporá-la ao solo.

A magnitude das perdas de NH_3 em condições de campo depende de uma complexa combinação de fatores ambientais (temperatura, umidade, vento) que afetam o processo, ora aumentando, ora diminuindo as perdas. Por exemplo, Fox et al. (1986) observaram que a perda de NH_3 por volatilização após a aplicação superficial de uréia foi altamente influenciada pelo número de dias até a ocorrência de uma precipitação de 10 mm. Houve perda aparente de 5 % do N quando uma chuva de 10 mm ocorreu dentro de dois a três dias após a adubação, mas as perdas atingiram mais do que 30 % quando a mesma chuva aconteceu dos cinco a sete dias. Além disso, uma precipitação de 10 mm pode não ser suficiente para eliminar a volatilização de NH_3 se o solo estiver seco e a demanda evaporativa for alta (McInnes et al., 1986). Assim, a época de ocorrência e a intensidade da chuva também são importantes para determinar a magnitude da volatilização (Black et al., 1987). Chuviscos insuficientes para incorporar a uréia podem incrementar as perdas de NH_3 por fornecer a umidade necessária à hidrólise (Kong et al., 1991; Freney et al., 1992) sem, no entanto, incorporar a uréia ao solo. Em solos com umidade adequada e com alta temperatura, a hidrólise de boa parte da uréia pode ocorrer em intervalo curto de tempo: de um a três dias. Picos de perda de NH_3 em pastagens de capim coastcross adubados com uréia ocorreram no primeiro dia (Cantarella et al., 2001b), indicando que, em condições favoráveis à hidrólise, o período para incorporação do fertilizante ao solo, por meio mecânico ou por água, pode ser bastante curto.

A temperatura do solo afeta a taxa de hidrólise e a evaporação da água do solo. Desse modo, aumento da temperatura geralmente favorece maiores perdas de NH_3. Porém, se houver um secamento rápido do solo, a hidrólise da uréia é reduzida ou interrompida e a volatilização de NH_3 diminui (McInnes et al., 1986; Reynolds & Wolf, 1987). A

interação do processo de perda com a umidade do solo é também complexa. Por um lado, a umidade é necessária para que haja a hidrólise da uréia e, nesse sentido, favorece as perdas (Reynolds & Wolf, 1987). Volk (1966) observou que mais de 80 % da uréia aplicada no campo, em solo seco, não hidrolisou em 14 dias. McInnes et al. (1986) também observaram, em condições de campo, que, à medida que o solo secava, a hidrólise diminuía, mas voltava a ocorrer após a aplicação de água; em solo seco, a taxa de hidrólise da uréia foi praticamente zero. Os resultados foram confirmados por Lara Cabezas et al (1992) em condições de laboratório, que observaram perdas de NH_3 de menos de 1 % do N-uréia em um período de 20 dias, quando a uréia foi aplicada em solo seco.

Uréia, NH_4^+ e NH_3 podem mover-se no solo por difusão ou fluxo de massa (veja capítulo IV). Portanto, a umidade inicial e a direção para a qual a água se move no solo afetam a taxa e a quantidade de NH_3 volatilizada (Reynolds & Wolf, 1987; Kiehl, 1989a; Rodrigues & Kiehl, 1992).

Se as condições climáticas não forem favoráveis à evaporação, a umidade do solo pode permitir a difusão da uréia da superfície para o interior do solo, reduzindo a volatilização de NH_3. No entanto, a movimentação de uréia por difusão não é grande. Sadeghi et al. (1989), estudando o coeficiente de difusão de uréia em sete solos, observaram que a profundidade máxima de movimentação da uréia em 48 h variou de 2,6 a 3,5 cm em solos com teores de água em torno de 20 %. Nesse experimento, a urease foi destruída antes da aplicação do fertilizante, e os solos foram incubados em ambiente fechado. Kiehl (1989a), usando amostras de solos umedecidas a 50 % da capacidade de campo e nas quais a atividade enzimática foi mantida, observou, 15 dias após a aplicação superficial de uréia, a presença de amônio a 7–8 cm de profundidade em uma Areia Quartzosa e a 3–4 cm em uma Terra Roxa estruturada. Em condições de campo, o efeito da urease e da evaporação pode reduzir a profundidade até o ponto em que a uréia se move por difusão, porém não deve ser descartada a possibilidade de que parte da uréia aplicada na superfície seja incorporada, por difusão, a solos com altos teores de umidade, com a conseqüente redução das perdas de NH_3.

A evaporação da água do solo é um componente importante para a manutenção da volatilização. Martin & Chapman (1951) concluíram que quantidades apreciáveis de NH_3 são perdidas do solo somente quando há perda de água. Esta, por sua vez, é favorecida por altas temperaturas e pelo vento. Overrein & Moe (1967) observaram que a taxa de volatilização depende da velocidade de troca gasosa (vento). Vários pesquisadores notaram que as maiores taxas de perdas ocorrem quando a superfície do solo está secando (Bouwmeester et al., 1985; McInnes et al., 1986; Hargrove et al., 1987). Essas observações foram confirmadas por Lara Cabezas et al. (1992), os quais concluíram que a taxa de evaporação é mais importante que a condição de umidade inicial do solo para que ocorram perdas por volatilização de NH_3. A importância da umidade inicial provavelmente está ligada à duração do processo de secamento.

A relação entre umidade do solo e condições de secamento e evaporação sobre as perdas de NH_3 foram estudadas no trabalho de Reynolds & Wolf (1987). Eles demonstraram que o ar desumidificado provoca o rápido secamento do solo e reduz as perdas, mas, se o solo tiver um suprimento de água que mantenha a evaporação, a

ventilação com ar de baixa umidade relativa não diminui a volatilização de NH_3. O secamento do solo realizado quatro dias após a adubação foi pouco efetivo para controlar as perdas, visto que boa parte da uréia provavelmente já havia hidrolisado. Por outro lado, ar com umidade relativa alta (85 %) resultou em perdas substanciais de NH_3 em solo seco tratado com uréia, graças à natureza higroscópica do fertilizante.

No entanto, o orvalho noturno e a umidade acumulada na palha proveniente da condensação da umidade evaporada do solo às vezes equivalem a precipitações de 0,1 a 0,5 mm (Kong et al., 1991; Freney et al., 1992) e podem desencadear a hidrólise da uréia, a qual continuará ocorrendo até que o solo seque novamente. Freney et al. (1992) demonstraram, conclusivamente, que, em canaviais com palha na superfície, o processo de volatilização de NH_3 se mantém mesmo na ausência de chuva se houver suficiente orvalho ou condensação de água evaporada do solo. A adição de água pelo orvalho, condensação e chuvas de até 13 mm provocaram perdas de 30 a 40 % do N-uréia aplicado sobre palha de cana-de-açúcar em dois locais na Austrália (Freney et al., 1992). A volatilização ocorreu em pequenos pulsos ao longo de seis semanas, dependendo da umidade. Geralmente, o orvalho provocava a dissolução e hidrólise à noite, mas a volatilização de NH_3 ocorria a partir do amanhecer, quando a água começava a evaporar, e continuava enquanto houvesse água; as perdas de NH_3 praticamente não ocorreram à noite (Freney et al., 1992). Em um dos locais, em região mais seca, o orvalho e a água evaporada do solo não foram suficientes para dissolver muita uréia, e as perdas por volatilização, após seis semanas, não chegaram a 1 % do N-uréia aplicado (Freney et al., 1992). Mesmo assim, quando a uréia é aplicada em solos secos, as perdas de NH_3 são, geralmente, menores do que em solo continuamente úmido (McInnes et al., 1986), ao contrário do manejo adotado por muitos agricultores, que preferem aplicar a uréia após um período de chuvas.

Em experimentos em condições de campo, as diferenças medidas em produção, geralmente não são tão altas quanto em dados de volatilização. Em muitos casos, não há diferenças significativas. Cantarella & Raij (1986) reuniram dados de dezenas de experimentos realizados em campo no Estado de São Paulo e observaram que em nenhum deles ocorreram diferenças significativas entre a uréia e outras fontes de N, embora, em alguns casos, a uréia tenha mostrado produções ligeiramente inferiores. Dados semelhantes foram apresentados nas revisões de Terman (1979) e de Anghinoni (1986) e no trabalho de Coelho et al. (1992) com milho e Cantarella et al. (1999) com cana-de-açúcar. Kamprath (1986) mostrou que em apenas três dos doze experimentos feitos em campo a uréia aplicada na superfície resultou em produtividades de milho superiores às obtidas com o fertilizante incorporado ao solo.

Muitos desses ensaios do passado tinham patamares de produtividade relativamente baixos e respostas modestas a N. Além disso, experimentos de campo normalmente têm baixa sensibilidade para mostrar, em termos de produção de grãos, fibras, colmos, etc., pequenas diferenças em eficiência de insumos, especialmente de N, uma vez que as plantas recuperam, em média, 50 % do N proveniente do fertilizante (Doberman, 2005) e dependem do fornecimento de N do solo. Em muitos casos, as perdas de NH_3 podem ser baixas porque as condições climáticas nem sempre são favoráveis à ocorrência de volatilização.

De modo geral, há um volume substancial de dados na literatura indicando que a uréia aplicada na superfície dos solos, especialmente naqueles cobertos com resíduos de plantas, tem a eficiência um pouco ou marcadamente inferior às de outras fontes não sujeitas a perdas de N por volatilização de NH_3, dependendo das condições em que a uréia é utilizada. A essa conclusão chegaram Gasser (1964), em revisão considerando a média de grande número de ensaios; Watson et al. (1990) após revisão de trabalhos comparando a eficiência de uso da uréia com o nitrocálcio em pastagens de clima temperado na Europa; Touchton & Hargrove (1982) e Urban et al. (1987), com milho e sorgo em áreas de plantio direto nos Estados Unidos, e, no Brasil, Costa et al. (2003) e Vitti et al. (2005), com cana-de-açúcar, Cantarella et al. (2001a, b), com pastagens, e Cantarella et al. (2003b), com laranja, dentre outros.

A incorporação mecânica da uréia ao solo é mais demorada e custosa do que a aplicação superficial. Há dificuldades adicionais para incorporar o fertilizante em áreas com muita palha na superfície, como as de cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo, como já comentado. A indústria de fertilizantes procura alternativas desenvolvendo fertilizantes de liberação lenta ou controlada, ou fertilizantes estabilizados, a serem discutidos em outra seção.

A redução das perdas de N por volatilização de NH_3 também tem sido testada com a adição de sais solúveis à uréia (Rappaport & Axley, 1984; Fenn et al., 1981). Rappaport & Axley (1984) relataram redução na volatilização de NH_3 de 42 para 5 % com a mistura de KCl à uréia em solução. Posteriormente, Gameh et al. (1990) observaram redução de perdas de NH_3 de 28 % com uréia para 14 % com uréia recoberta com KCl e para 17 % em solução de uréia com KCl, com misturas com relação de aproximadamente 1:1 de uréia e KCl. Os autores atribuíram a diminuição das perdas de NH_3 à acidificação do solo provocada pelo KCl (Gameh et al., 1990). Efeitos dessa magnitude não foram mais reproduzidos (Kiehl, 1989b). Pequenas reduções na taxa de hidrólise e nas perdas por volatilização de NH_3 são ocasionalmente relatadas (Kong et al., 1991), mas os efeitos são, em geral, pouco significativos. Por outro lado, Kong et al. (1991) observaram ligeiro aumento na volatilização de NH_3 em uma mistura de uréia com KCl aplicada à cana sem despalha a fogo na Austrália, dada a alcalinidade presente no lote de KCl utilizado (pH de 8,2 em solução). Portanto, a adição de KCl à uréia não parece uma alternativa segura para o controle das perdas de NH_3.

A mistura de uréia com outros fertilizantes nitrogenados permite reduzir as perdas de NH_3 por volatilização proporcionalmente à participação, na formulação, dos fertilizantes estáveis em condições de solo ácido. Esses são os casos de misturas de uréia com sulfato de amônio ou com nitrato de amônio (uran) (Lara Cabezas et al., 1992; Costa et al., 2003; Vitti et al., 2005). Alguns experimentos têm mostrado que a acidez do sulfato de amônio pode provocar redução nas perdas de NH_3 em proporção um pouco superior à sua contribuição com o N da mistura com a uréia (Watson, 1988; Oenema & Velthof, 1993); todavia, Villas Boas et al. (2005) concluíram que a mistura com sulfato de amônio não provocou aumento na recuperação do N da uréia por plantas de milho. No entanto, as condições experimentais no estudo de Villas Boas et al. (2005) não foram favoráveis a perdas de NH_3 por volatilização

Perdas de Nitrogênio Via Foliar

A concentração de fundo de NH_3 na atmosfera é baixa, cerca de 2 $\mu g\ m^{-3}$ de NH_3 (Lagreid et al., 1999). As plantas podem emitir NH_3 para o ar ou absorvê-lo do ar. As emissões de NH_3 por plantas cultivadas são geralmente baixas (1 a 2 kg ha^{-1} ano^{-1} de N), mas podem atingir valores mais altos em algumas circunstâncias.

Alguma atenção tem sido dada à possibilidade de perdas de N a partir das folhas, seja por volatilização de amônia em períodos de pico de absorção de N pela planta, estresse ou senescência foliar (Wetselaar & Farquhar, 1980), seja por gutação ou lixiviação, pela chuva, de compostos nitrogenados solúveis, presentes nos tecidos vegetais. As evidências dessas perdas são indiretas, pois são baseadas na diminuição do conteúdo de N na planta no final do ciclo, que indicam a ocorrência de perdas pela parte aérea ou translocação do N para o solo por meio do sistema radicular. Vários estudos mostram que o pico de acúmulo de N na planta ocorre bem antes do final do ciclo. Embora parte do decréscimo de acúmulo do N nesta fase esteja relacionada com a queda de folhas e de outras partes das plantas, não se podem descartar as perdas por volatilização de NH_3 que acontecem quando a concentração de NH_3 na planta estiver acima daquela da atmosfera, mecanismo conhecido como ponto de compensação de NH_3 (Farquhar et al., 1980). Há várias situações em que pode ocorrer um aumento na concentração de formas amoniacais no interior das plantas, como as condições de estresse (temperatura, água ou outros) e de senescência das folhas, quando há diminuição da atividade das enzimas responsáveis pela assimilação do amônio (sintetases de glutamina e de glutamato).

Dados citados por Vallis & Keating (1994) indicam que o processo de senescência foliar pode ser responsável pela perda de 5 % do N da planta de várias culturas. O fornecimento de altas doses de fertilizantes nitrogenados ou o desequilíbrio com o suprimento de S também podem provocar aumento na concentração das formas amoniacais. Existem poucos dados sobre a real magnitude dessas perdas. Perdas de N pela folha, de 2 a 6 kg ha^{-1} ano^{-1}, foram relatadas para culturas anuais de clima temperado (Holtan-Hartwig & Bockman, 1994) e de 45 a 71 kg ha^{-1} em milho (Francis et al., 1993). Para a cana-de-açúcar, as estimativas variam de 10 kg ha^{-1} de N (Ng Kee Kwong & Deville, 1994; Prasertsak et al., 2002) a 90 kg ha^{-1} de N (Trivelin et al., 2002a). Os dados de perdas de Trivelin et al. (2000a) foram obtidos, indiretamente, com o uso do traçador ^{15}N.

Por outro lado, se a concentração de NH_3 no ar estiver alta, o ponto de compensação de NH_3 da planta pode ser negativo e ocorrer absorção de NH_3 da atmosfera (Farquhar et al., 1980). Em condições naturais, o processo de absorção foliar de NH_3 tem pouca importância porque a concentração desse gás na atmosfera é baixa. Porém, plantas com dosséis fechados, adubadas com fontes de N sujeitas à volatilização de NH_3, podem absorver parte do N perdido para o ar. Em florestas adubadas com ^{15}N-uréia, 8 a 19 % da NH_3 volatilizada foi recapturada por plantas colocadas a 10 e 150 cm acima do nível do solo (Nason et al., 1988). Na Austrália, Denmead et al. (1993) mostraram que plantas de cana-de-açúcar com cerca de 70 a 80 cm de altura, tamanho suficiente para cobrir boa parte da superfície do solo (índice de área foliar de 0,7 a 1,5) absorveram, aproximadamente, 20 % da NH_3 volatilizada após a aplicação de uréia (Denmead et al.,

1993). Recentemente, no Brasil, um estudo com café adensado adubado com uréia marcada com ^{15}N mostrou que as plantas absorveram 43 % da NH_3 volatilizada (Fenilli, 2006). É provável que absorção de NH_3 da atmosfera em áreas adubadas com uréia seja pouco expressiva em culturas com pequeno porte, espaçamento largo, dosséis abertos e condições favoráveis à movimentação do ar, visto que a NH_3 tende a se dispersar rapidamente na atmosfera.

Perdas de Nitrogênio em Solos Inundados

Solos inundados, como os utilizados para o cultivo do arroz, apresentam condições propícias a intensas perdas de N por vários mecanismos, especialmente por desnitrificação e volatilização de NH_3.

As perdas de N por desnitrificação em solos inundados podem ser muito altas se houver NO_3^- disponível. Embora parte do N-NO_3^- possa ser reduzida a NH_4^+, absorvida por microrganismos ou incorporada à MOS, em condições de inundação, a maior parte do NO_3^- desaparece em poucos dias dependendo da desnitrificação (Ponnamperuma, 1972; Patrick Jr., 1982). Segundo Ponnamperuma (1972), em alguns casos, metade do NO_3^- pode ser desnitrificado em algumas horas. Isso se explica pelo fato de que a inundação desloca o ar do solo e o pouco O_2 dissolvido na água é consumido rapidamente. Na ausência de O_2 e com o abaixamento do potencial de oxirredução, o NO_3^- é o composto presente no meio que é reduzido mais facilmente a N_2O ou a N_2 (Quadro 7). Após o desaparecimento do NO_3^-, os receptores de elétrons passam a ser o Mn(IV) e o Fe (III) (Ponnamperuma, 1972; Patrick Jr., 1982).

Concentrações relativamente altas de N_2O podem estar presentes na água de inundação ou nas águas subsuperficiais. Plantas de arroz, cultivadas em solos inundados, podem transportar N_2O dissolvido na água para a atmosfera pela corrente transpiratória. O mesmo pode ser feito por plantas cultivadas em condições de sequeiro, como Chang et al. (1998) demonstraram com cevada e canola. Portanto, medidas de fluxo de N_2O para a atmosfera, feitas somente a partir da superfície do solo, podem subestimar as perdas desse gás no ecossistema agrícola.

Em solos inundados, a forma preferida de N-fertilizante deve ser a amoniacal ou a amídica, que são estáveis em condições redutoras. Porém, mesmo em solos inundados, ocorre uma fina camada de solo oxidado, que pode variar de 1 mm a alguns centímetros, na interface entre o solo e a água. Fertilizantes amoniacais aplicados sobre o solo ou próximos da superfície podem ser nitrificados na camada oxidada. O NO_3^- produzido se move, por difusão, para a camada inferior, reduzida, onde é rapidamente desnitrificado (Figura 5). Essa seqüência de nitrificação-desnitrificação tem sido apontada como a principal responsável por elevadas perdas de N, que podem variar de 20 a 50 % do N amoniacal adicionado, segundo a revisão de literatura realizada por Patrick Jr.(1982).

A incorporação do fertilizante nitrogenado, na forma amoniacal ou amídica, deve ser feita na camada reduzida do solo para aumentar a eficiência de uso do N (Mikkelsen et al., 1978; Fillery & Vlek, 1986). Para facilitar a operação de incorporar ao solo do fertilizante, foi desenvolvida a uréia supergrânulo (grânulos de 1 a 4 g) e supergrânulos

Quadro 7. Ordem de utilização de alguns compostos oxidáveis que servem como receptores de elétrons em processos respiratórios no solo. Na ausência de O_2, são utilizados os compostos em ordem decrescente de Eh

Receptores de elétrons	Eh
	mV
O_2	0,33
NO_3^-	0,22
Mn (IV)	0,20
Fe(III)	0,12
SO_4^{2-}	-0,15

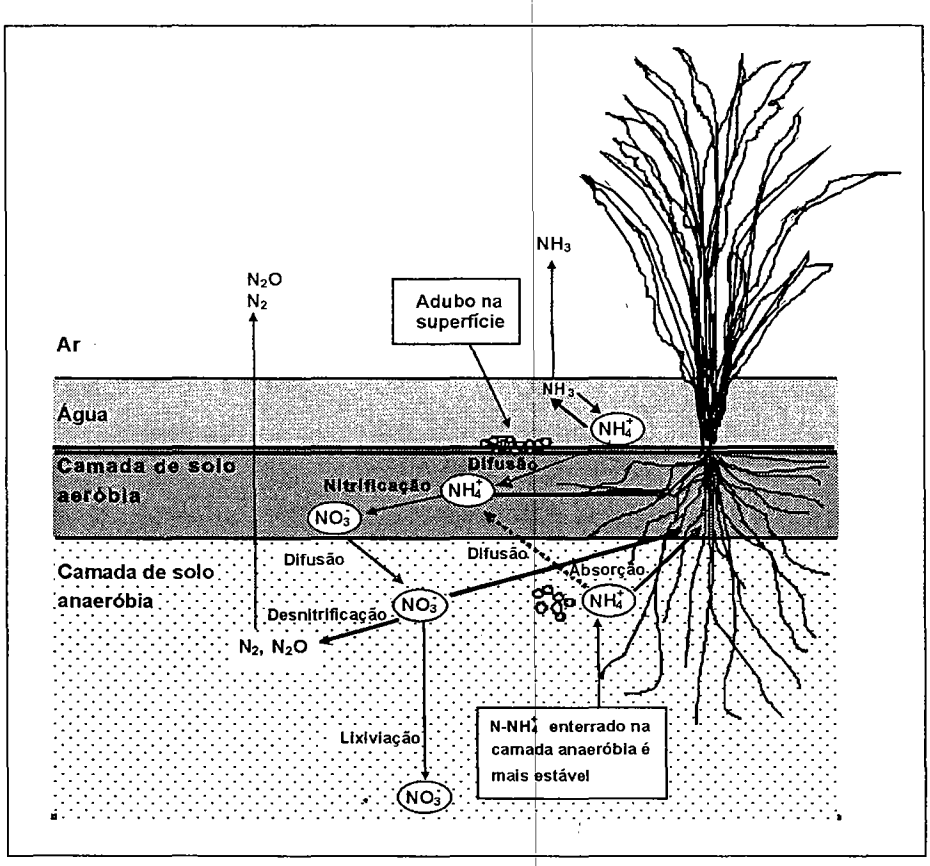


Figura 5. Reações do nitrogênio e processos diversos de perdas deste nutriente em sistemas inundados.

de DAP e uréia + KCl, testados com bons resultados em vários países, especialmente na Ásia, onde o enterrio da uréia supergrânulo mostrou-se capaz de reduzir as perdas de N e de aumentar a absorção do nutriente e a produção de grãos de arroz (Fillery & Vlek, 1986; Singh, 2005). Equipamentos rudimentares estão disponíveis para a incorporação da uréia supergrânulo em pequenas propriedades na Ásia.

A aplicação a lanço de uréia sobre a água de inundação na cultura de arroz pode levar a perdas significativas de N por volatilização de NH_3. Algas presentes na água de inundação consomem, durante o dia, o CO_2 dissolvido ao realizarem a fotossíntese e podem provocar o aumento do pH da lâmina de água. À noite, geralmente o pH da água volta a cair. Mikkelsen et al. (1978) observaram que o pH da água atingiu 9,0, quando o fertilizante (sulfato de amônio) foi aplicado em solo com pH próximo da neutralidade e as perdas de NH_3 corresponderam a cerca de 20 % do N aplicado; porém, em solo ácido, onde as algas não se desenvolveram bem, o pH da água não passou de 7 e as perdas de NH_3 foram baixas. Portanto, a incorporação do N permite reduzir as perdas por desnitrificação, volatilização de NH_3 e por arraste de N pelas águas de inundação.

FONTES DE NITROGÊNIO

Os principais adubos nitrogenados produzidos no mundo são sintetizados a partir do N_2 atmosférico e do H, o qual é obtido de combustíveis fósseis, principalmente gás natural e óleo, mas pode vir da hidrólise da água por meio de energia elétrica, uma fonte pouco competitiva aos preços atuais. O processo de síntese da NH_3 foi desenvolvido no início do século 20 por Fritz Haber e Carl Bosh e marcou o início da agricultura moderna:

$$\underbrace{\boxed{\text{Ar}}}_{} \qquad \underbrace{\boxed{\text{Gás natural}}}_{}$$

$$1/2O_2 + N_2 + CH_4 + H_2O \rightarrow 2NH_3 + CO_2$$

Cerca de 1,2 a 1,8 % do consumo global de energia fóssil é para a produção de fertilizantes nitrogenados (Lagreid et al., 1999).

A NH_3 pode ser utilizada diretamente como fertilizante, na forma concentrada (amônia anidra) ou em solução aquosa (aquamônia). O ácido nítrico (HNO_3) é produzido a partir da oxidação da NH_3 e ambos são matérias-primas para vários fertilizantes. O HNO_3 pode ser combinado com a NH_3 e formar nitrato de amônio (NH_4NO_3), ou com carbonatos para produzir, por exemplo, nitrato de cálcio [$Ca(NO_3)_2$]. A NH_3 pode ser neutralizada por outros ácidos e dar origem ao sulfato de amônio [$(NH_4)_2SO_4$] ou fosfatos de amônio do tipo DAP [$(NH_4)_2HPO_4$] ou MAP($NH_4H_2PO_4$). Porém, o principal fertilizante sólido utilizado no mundo, a uréia [$CO(NH_2)_2$], é produzida a partir da reação da NH_3 com o principal subproduto de sua síntese, o CO_2, daí a grande vantagem do menor custo de produção, além de não envolver reações com ácidos, que requerem materiais e equipamentos especiais. Por essa razão, a uréia é a primeira opção do ponto de vista industrial e o fertilizante sólido com o menor custo por unidade de N.

No Brasil, os fertilizantes nitrogenados mais utilizados são a $CO(NH_2)_2$, o NH_4NO_3 e o $(NH_4)_2SO_4$ (Quadro 8).

A uréia contém 44 a 46 % de N, na forma amídica, a qual é hidrolisada rapidamente no solo a amônio pela ação da enzima urease. A urease é comum na natureza e está presente em microrganismos, plantas e animais.

Quadro 8. Fertilizantes nitrogenados solúveis mais comuns

Fertilizante	Forma do N	Teor de nutriente			
		N	P_2O_5	K_2O	S
		%			
Uréia	amídica	45-46			
Nitrato de amônio	amoniacal e nítrica	33			
Sulfato de amônio	amoniacal	21			23
Nitrocálcio	amoniacal e nítrica	21 a 28			
DAP	amoniacal	16-18	42-48		
MAP	amoniacal	11	52		
Amônia anidra	amoniacal	82			
Uran	amídica (~50%), amoniacal (~25 %) e nítrica (~25 %)	28-32			
Nitrato de sódio	nítrica	16			
Nitrato de cálcio	nítrica	15-16			
Nitrato de potássio	nítrico	13		46	
Nitrosulfato	amoniacal e nítrica	26			15
Nitrofosfatos	amoniacal e nítrica ou nítrica	13-26	6-34		

Fonte: IFDC (1979); Raij et al. (1997).

Além do maior teor de N que outros adubos sólidos, o que barateia o transporte e a aplicação, a uréia tem baixa corrosividade, alta solubilidade e é prontamente absorvida pelas plantas via foliar, em taxas 10 a 20 vezes superiores às do elemento nas formas iônicas (IFDC, 1979; Gould et al., 1986).

A principal desvantagem da uréia é a possibilidade de perdas de N por volatilização de NH_3, especialmente quando o fertilizante é aplicado na superfície do solo, assunto tratado em outra seção. Outros aspectos negativos associados, em algumas situações, ao uso da uréia são a fitoxidez do biureto (NH_2-CO-NH-CO-NH_2) – um contaminante – e da NH_3 e do NO_2^-, produtos de sua hidrólise e posterior nitrificação parcial.

A presença de biureto, formado por decomposição térmica da uréia durante a fabricação, pode ser prejudicial às plantas. O biureto é fitotóxico e algumas culturas apresentam maior sensibilidade à sua presença, como são os casos dos citros, café, abacaxi, especialmente quando aplicados via foliar. Uréia com mais que 0,25 % de biureto não deve ser utilizada em aspersões foliares nessas culturas, mas esse fertilizante, com concentrações maiores (2 a 10 %) de biureto, pode ser aplicado ao solo em culturas já estabelecidas (Gould et al., 1986). Por outro lado, Smika & Smith (1957) observaram sensível redução na germinação de sementes de trigo em contato com a uréia (2,5 % de biureto) ou plantadas em solo tratado com o produto com 5 % de biureto. Culturas menos sensíveis toleram concentrações de biureto até 3 % em uréia aplicada via foliar (Kilmer & Englestad, 1973) e algumas essências florestais suportam altos teores de biureto

e até respondem positivamente à sua aplicação (Miller et al., 1988). O conteúdo de biureto na uréia produzida atualmente é, de modo geral, menor que 1 %; assim, a contaminação com esse produto não é mais considerada um problema.

Em alguns casos, a eficiência da uréia pode ser afetada pela toxidez da amônia. A rápida hidrólise da uréia no solo provoca acentuada elevação do pH e aumento na concentração de NH_3 em torno da região adubada; nessas condições, a pressão de vapor de NH_3 pode ser suficiente para causar efeitos tóxicos sobre a germinação de sementes e crescimento de plântulas. O problema geralmente ocorre quando o adubo é aplicado junto ou muito próximo da semente e pode ser contornado, mantendo-se ambos a uma distância adequada (Gould at al., 1986). O problema pode ser contornado com a separação da semente e do adubo, com o uso de doses moderadas de N na semeadura ou de inibidores de urease (Grant & Bailey, 1999; Karamanos et al., 2004).

A uréia está sujeita a perdas por lixiviação por ser um composto de alta solubilidade em água e não-iônico, portanto, fracamente adsorvido aos colóides do solo. A retenção da uréia no solo decorre da formação de compostos com grupos carboxílicos da MOS e de complexos com minerais de argila; com baixo valor de pH, a uréia pode ainda ser protonada e se comportar como cátion (Gould et al., 1986). A taxa de lixiviação da uréia, embora alta, é pouco inferior à do NO_3^-. Broadbent et al. (1958) observaram que as quantidades de efluente necessárias para lixiviar completamente a uréia em colunas de solo em laboratório variaram de 0,72 a 0,79 cm de coluna de água por cm de solo argiloso e arenoso, respectivamente. Os valores correspondentes para a lixiviação de NO_3^- foram de 0,61 e 0,65 cm cm^{-1}.

A menos que chova intensamente nos dias subseqüentes à adubação, a lixiviação de N na forma de uréia tem importância relativamente pequena, visto que este fertilizante é normalmente hidrolisado em poucos dias no solo, produzindo NH_4^+, o qual é retido pelas cargas negativas dos colóides do solo. Por outro lado, vários autores observaram que o NH_4^+ proveniente da uréia tende a ser nitrificado mais rapidamente do que o do sulfato de amônio em virtude da elevação do pH do meio durante a hidrólise (Gargantini & Catani, 1957; Pang et al., 1975, McInnes & Fillery, 1989; Silva & Valle, 2000). Assim, o N da uréia é inicialmente móvel (como uréia), depois se torna pouco móvel (como NH_4^+) e, finalmente, passa a uma forma bastante móvel (NO_3^-)

O nitrato de amônio (33 % de N) contém metade do N na forma nítrica e metade amoniacal. É o fertilizante mais empregado em diversos países do norte da Europa e o segundo no Brasil, mas, como pode ser utilizado como explosivo, há restrições crescentes no mundo todo ao seu uso. No Brasil, sua produção, transporte e estocagem são controlados pelo governo; as restrições são ainda maiores nos Estados Unidos da América, de modo que muitas empresas de fertilizantes não mais utilizam esse adubo. É pouco provável que novas fábricas desse fertilizante sejam construídas; assim, a participação do nitrato de amônio no mercado deve ser decrescente.

Um fertilizante produzido a partir da adição de calcário ao nitrato de amônio, o nitrocálcio, com 27 % de N, foi popular no Brasil no passado por suas qualidades físicas, mas não está mais disponível no mercado brasileiro.

Outro fertilizante nitrogenado importante no mercado brasileiro é o sulfato de amônio, que contém 21 % de N, mas o maior preço por unidade de N do que a uréia ou o

nitrato de amônio e a baixa disponibilidade de adubo na forma granulada reduzem seu apelo. A maior parte do sulfato de amônio comercializado no mundo é subproduto da produção de coprolactana, utilizada na fabricação do náilon, ou das indústrias do aço e metalúrgicas (IFDC, 1979). Este fertilizante contém 23 % de S, baixa higroscopicidade e boas propriedades físicas.

A amônia anidra (NH_3, com 82 % de N), o mais barato dos fertilizantes nitrogenados, ainda é muito utilizada nos Estados Unidos onde é transportada por vários Estados americanos por meio de gasodutos. Porém, a aplicação do fertilizante na forma de gás pressurizado requer equipamentos especiais e os riscos envolvidos com seu transporte e aplicação têm provocado a queda do consumo. A NH_3 pode causar a morte por asfixia de pessoas expostas a altas concentrações do gás. Outros riscos associados ao uso da amônia anidra são queimaduras e irritação nos olhos e vias respiratórias, mesmo para pessoas expostas a baixas concentrações do produto. Como a amônia anidra é utilizada na forma de um líquido volátil, ela deve ser injetada no solo a cerca de 15–25 cm abaixo da superfície. No Brasil, as soluções aquosas (aquamônia), que contêm cerca de 20 % de N, têm sido preferidas à amônia anidra, mas seu emprego é limitado a alguns setores da agricultura, tais como usinas de cana-de-açúcar, onde a aquamônia é utilizada isoladamente ou em suspensões com outros nutrientes. A aquamônia oferece mais segurança de uso do que a amônia anidra e não precisa ser armazenada em tanques pressurizados, porém requer incorporação ao solo e equipamentos especiais para manuseio e aplicação. Quando incorporadas ao solo, a amônia anidra e a aquamônia têm eficiência comparável à de outras fontes de N (Brinholi et al., 1980, 1981; Espironelo, 1987; Trivelin et al., 1995).

O fertilizante nitrogenado líquido mais comum é o uran, produzido a partir da dissolução de uréia e de nitrato de amônio em água. A solução produzida com os dois produtos tem concentração de N superior à que pode ser obtida com a dissolução de qualquer um deles separadamente. Geralmente, a concentração de N dos produtos comerciais varia de 28 a 32 % de N e contém cerca de metade do N na forma amídica.

Os fosfatos: monoamônio (MAP) e diamônio (DAP), contêm concentrações de P superiores às de N e são discutidos com mais detalhes entre os fertilizantes fosfatados (veja capítulos VIII e XII).

Outros fertilizantes nitrogenados disponíveis no mercado brasileiro, mas de menor expressão comercial em virtude do preço mais elevado por unidade de N, incluem o nitrato de sódio ($NaNO_3$), o nitrato de cálcio [$Ca(NO_3)_2$], o nitrato de potássio (KNO_3), os nitrofosfatos e misturas (nitrato de amônio + sulfato de amônio).

O nitrato de sódio (16 % N) é um produto de origem natural, de depósitos localizados no Chile e, em menor quantidade, em países da África, Austrália e México (IFDC, 1979). Este foi o principal fertilizante nitrogenado antes do advento dos fertilizantes sintéticos. Tem reação alcalina, ao contrário da maioria dos fertilizantes nitrogenados (Quadro 8), mas a baixa concentração de N, a presença de Na e o custo relativamente alto fazem com que esse fertilizante tenha, atualmente, um mercado restrito.

O nitrato de cálcio (15–16 % N e 19 % de Ca) é produzido principalmente na Europa pela reação do ácido nítrico com carbonato de cálcio ou como produto da fabricação de

nitrofosfato. É uma fonte de N vantajosa para uso em solos salinos ou para culturas que têm grande demanda por Ca, o qual se apresenta em forma altamente solúvel neste fertilizante. O principal inconveniente do nitrato de cálcio é sua alta higroscopicidade.

Os nitrofosfatos são produzidos pelo tratamento de rochas fosfatadas com ácido nítrico, resultando em ácido fosfórico e nitrato de cálcio. Existem vários processos para a separação desses produtos, originando fertilizantes com diferentes relações $N:P_2O_5$ (de 0,75:1 a 3:1); o N normalmente está na forma de nitrato de amônio ou nitrato de cálcio, os quais também podem ser parcialmente separados como subprodutos ((IFDC, 1979). Embora o N esteja em formas solúveis, parte do P pode estar na forma de fosfato bicálcico, de baixa solubilidade em água.

A maior parte dos fertilizantes nitrogenados comumente utilizados na agricultura (Quadro 9) são solúveis em água e têm o N prontamente disponível para os vegetais. Assim, a eficiência desses compostos como fonte de N tende a ser semelhante. No entanto, diferenças de comportamento podem ocorrer por causa de mecanismos de perdas, presença ou interação com outros nutrientes, ou acidificação do solo. Tanto o NO_3^- quanto o NH_4^+ são absorvidos pelas raízes das plantas. O NO_3^- não é retido no solo e é mais sujeito a perdas por lixiviação. Assim, fertilizantes que contêm esse ânion podem, teoricamente, ser mais susceptíveis a perdas por lixiviação. No entanto, em solos em condições aeróbias e altas temperaturas – típicas de períodos em que as culturas são adubadas, o N amoniacal é oxidado a NO_3^- em um intervalo de tempo relativamente curto, de 15 a 30 dias. Desse modo, em curto prazo, mesmo solos adubados com N amoniacal tendem a ter o N predominantemente na forma de NO_3^-. Portanto, em muitas situações, a vantagem com relação à lixiviação de fertilizantes com N amoniacal em relação àqueles que têm N na forma nítrica pode ser muito pequena e transitória.

Quadro 9. Equivalente de acidez (-) ou alcalinidade (+) dos fertilizantes nitrogenados

Fertilizante	Equivalente de $CaCO_3$	
	por kg de N	por t do produto
	kg	
Amônia anidra	-1,80	-1.480
Uréia	-1,80	- 790
Sulfato de amônio	-5,35	1.070
MAP	-5,00	-450
Nitrato de amônio	-1,80	-580
Nitrocálcio	0	0
Nitrato de cálcio	+1,35	+190
Nitrato de sódio	+1,80	+270
Nitrato de potássio	+2,00	+260

Fonte: Raij et al.(1997); IFDC (1979).

Alguns autores verificaram que o fornecimento de N às plantas nas formas de NH_4^+ e de NO_3^- conjuntamente, em comparação com a nutrição apenas com NO_3^-, pode aumentar o rendimento de várias culturas (Smiciklas & Below, 1992; Below, 1995; Wiesler, 1998), em um sistema denominado "suprimento de amônio reforçado" ou "nutrição mista de N". Below (1995) mostrou aumentos em torno de 10 a 14 % no rendimento de grãos de milho com o sistema de nutrição mista em um ensaio com hidroponia em campo, no qual foi possível controlar o suprimento de NH_4^+, e Smiciklas & Below (1992) conseguiram aumentos de 6 a 10 % com alguns híbridos de milho em condições de campo usando adubos com N amoniacal tratado com inibidor de nitrificação. Em todos os casos, houve aumento do número de grãos por planta decorrente da menor taxa de aborto dos grãos da ponta da espiga (Below, 2000). Wiesler (1998) revisou vários textos publicados sobre o assunto e observou que o efeito da nutrição mista é mais facilmente observado em estudos em condições de hidroponia, mas os trabalhos feitos em campo produzem resultados mais variáveis, inclusive com casos de decréscimos moderados de rendimento de grãos. Uma das razões é a dificuldade de manter o N-NH_4^+ no solo por longos períodos graças à rápida nitrificação, mesmo em casos em que inibidores de nitrificação são usados (Wiesler, 1998). Portanto, do ponto de vista prático, é difícil obter vantagem do uso de fontes amoniacais com base no conceito de nutrição mista.

O potencial de acidificação do solo pelos fertilizantes nitrogenados amoniacais (Quadro 9) também pode levar a diferenças de eficiência entre fontes. O risco maior é para culturas que recebem altas doses de N em adubações localizadas, como é o caso de culturas perenes. Moraes et al. (1976) observaram que o pH original de um solo cultivado com café abaixou de 6,2 para 4,3 ou 4,4 na camada superficial (0–8 cm) com o uso de 150 kg ha^{-1} de N anualmente, por 12 anos, nas formas de uréia ou de sulfato de amônio. As parcelas tratadas com nitrocálcio e com nitrato de sódio apresentaram valores de pH de 5,0 e 5,8, respectivamente (Moraes et al., 1976). Nesse estudo, um solo eutrófico e argiloso passou a apresentar teores tóxicos de Al^{3+}, quando adubado com as fontes mais acidificantes de N. A saturação por bases do solo de um pomar de citros diminuiu de 77 %, na parcela-testemunha, para 24 % após cinco anos, na área tratada com 240 kg ha^{-1} ano^{-1} de N na forma de nitrato de amônio (Cantarella et al., 2003b). No entanto, a acidificação do solo com fertilizantes amoniacais pode ser facilmente evitada com a aplicação de calcário e monitoramento da fertilidade do solo por meio de análises periódicas.

Um aspecto importante para a escolha do fertilizante é a possibilidade de perda de N por volatilização de NH_3 por ser a maior parte do N no Brasil aplicada sobre o solo em adubações de cobertura nos cultivos anuais, ou em adubações parceladas em culturas perenes. Adubos com N na forma nítrica não são recomendados para aplicação em solos inundados, como os utilizados no cultivo de arroz, em decorrência de perdas de N por desnitrificação, como já discutido.

Adutos de Uréia e Adição de Produtos Acidificantes

Reduções nas perdas por volatilização de NH_3 de uréia aplicada ao solo têm sido conseguidas com a adição de compostos acidificantes. As substâncias utilizadas incluem

o ácido fosfórico (Bremner & Douglas, 1971; Nommik, 1973), ácido bórico (Nommik, 1973) cloreto de amônio (Watkins et al., 1972) e nitrato de amônio (Volk, 1959). Sulfato de cálcio, sulfato de cobre, ácido metafosfórico e S sublimado falharam em reduzir as perdas por volatilização com grânulos grandes de uréia (Volk, 1959; Nommik, 1973).

Outra alternativa é representada pelos adutos de uréia ("adducts: addition products"). Alguns exemplos são apresentados abaixo (Mikkelsen & Bock, 1988).

uréia fosfato	$CO(NH_2)_2.H_3PO_4$
uréia nitrato	$CO(NH_2)_2.HNO_3$
uréia sulfato	$CO(NH_2)_2.H_2SO_4$
uréia nitrato de cálcio	$CO(NH_2)_2.Ca(NO_3)_2$
uréia sulfato de cálcio	$CO(NH_2)_2.CaSO_4$

O aduto que tem despertado maior interesse é a uréia fosfato (UP), produzido pela combinação de 1 mol de uréia e 1 mol de H_3PO_4, para formar um cristal com 17,7 % de N e 19,6 % de P, o qual pode ser manipulado com segurança como um fertilizante sólido. Ambos, a uréia e o ácido fosfórico, retêm suas composições químicas originais e, quando o aduto é dissolvido em água, dissociam-se prontamente (Mikkelsen & Bock, 1988). A UP pode ser co-granulada com uréia em diferentes proporções e dar origem à uréia-uréia fosfato (UUP) com relações N:P variando de 0,9:1 até 7:1. Outro produto de interesse é a uréia sulfato, um aduto líquido que não apresenta a corrosividade e risco de uso do ácido sulfúrico concentrado (Mikkelsen & Bock, 1988).

As principais vantagens da UP (e dos demais adutos de reação ácida) são a redução da taxa de hidrólise da uréia resultante talvez da acidez (Bremner & Douglas, 1971) e a diminuição das perdas por volatilização de NH_3.

O controle das perdas de NH_3 nem sempre é completo por ser a taxa de difusão da uréia no solo cerca de 100 a 10.000 vezes maior que a do fosfato, o que pode fazer com que parte da uréia se difunda para fora da região ácida (Mikkelsen & Bock, 1988). No entanto, ao redor do fertilizante, a acidez retarda a hidrólise da uréia e reduz as perdas de NH_3.

Vários trabalhos têm demonstrado, em laboratório e em campo, os efeitos da UP e UUP na diminuição das perdas por volatilização de NH_3 e no aumento das produções e eficiência de uso do N em comparação com a uréia (Bremner & Douglas, 1971; Urban et al., 1987; Bundy & Oberle, 1988; Mikkelsen & Bock, 1988). As perdas de NH_3 são reduzidas pela metade ou menos (Urban et al., 1987; Hargrove, 1988b). Os resultados obtidos por Urban et al. (1987) demonstram que a UUP pode apresentar vantagens em relação a uréia também em solo coberto com resíduos vegetais, em plantio direto.

Fertilizantes de Liberação Lenta ou Controlada

De modo geral, as perdas de N para o ambiente, com o conseqüente menor aproveitamento do N pelas culturas, estão associadas à concentração, na solução do

solo, de formas solúveis de N em geral, ou das formas mais susceptíveis a perdas. Uma das maneiras de aumentar a eficiência de aproveitamento dos fertilizantes nitrogenados é o uso de fertilizantes de liberação lenta ou controlada ou com inibidores para evitar a rápida transformação do N contido no fertilizante em formas de N menos estáveis em determinados ambientes. Recentemente (Hall, 2005), foi adotada pela Associação Americana de Agentes para o Controle de Nutrientes de Plantas (AAPFCO, na sigla em inglês) uma nomenclatura para definir e classificar os fertilizantes com características especiais, ou "Fertilizantes com Eficiência Aumentada (Enhanced-Efficiency Fertilizers). Esses são formados por: (a) "Fertilizantes de liberação lenta", em relação a uma fonte solúvel de referência, e incluem fertilizantes recobertos, encapsulados, insolúveis em água ou lentamente solúveis em água; e (b) "Fertilizantes estabilizados", que contêm aditivos para aumentar o tempo de disponibilidade no solo, tais como inibidores de nitrificação, inibidores de urease ou outros aditivos.

Há dois grupos importantes de fertilizantes classificados como de liberação lenta ou controlada. Um deles é formado por compostos de condensação de uréia e uréia formaldeídos (de baixa solubilidade e, portanto, de liberação lenta do N); o segundo, de produtos encapsulados ou recobertos, ou de liberação controlada. De menor importância são as uréias supergrânulos (grânulos de 1 a 4 g) e outros produtos (Trenkel, 1997).

Dentre os produtos de condensação de uréia e uréia formaldeídos, ou uréia metileno, três têm participação importante no mercado: uréia formaldeído (UF), uréia isobutilaldeído (IBDU) e uréia crotonaldeído (CDU). A solubilidade desta classe de fertilizantes depende do tamanho da cadeia e da natureza do composto. Os produtos comerciais consistem de misturas de polímeros com frações solúveis em água fria, em água quente e insolúveis em água. No solo, estes compostos sofrem degradação química e biológica, liberando o N gradualmente às plantas (Hauck & Koshino, 1971; Allen, 1984). Essa classe de produtos representava cerca de 40 % do mercado mundial de produtos de liberação lenta (Trenkel, 1997) mas, atualmente, há uma tendência clara para o aumento do uso de fertilizantes recobertos, que já são responsáveis por cerca de 70 a 75 % do mercado desse grupo de fertilizantes (Shaviv, 2005).

A UF, com cerca de 38 % de N, é o composto mais importante entre produtos de condensação de uréia e é comercializada por várias empresas no mundo. A UF é produzida pela reação de uréia e formaldeído e resulta em uma mistura com diferentes tamanhos de cadeia de polímeros de uréia metileno, dependendo das condições de síntese.

$$(H_2N - \overset{O}{\overset{\|}{C}} - NH - CH_2 - NH - \overset{O}{\overset{\|}{C}} - NH_2)_n$$

As UF são caracterizadas de acordo com a solubilidade em água fria (25 °C) e quente (100 °C). A fração solúvel em água fria é composta de resíduos de uréia não reagida (geralmente menos do que 15 % do N total), prontamente disponíveis às plantas, e de compostos de condensação de cadeia curta (uréia metileno, dimetileno triuréia e outros compostos solúveis em água), mas de liberação relativamente lenta, dependendo da temperatura do solo. A fração solúvel em água quente contém compostos de tamanhos de cadeia intermediária e de solubilidade lenta, liberados em médio prazo (três a quatro

meses), enquanto as insolúveis em água quente são de cadeia longa e de disponibilidade extremamente lenta ou virtualmente indisponíveis. A disponibilidade do N da UF é controlada principalmente pela atividade de microrganismos do solo e aumenta com o aumento da temperatura e da umidade do solo. O desafio na fabricação de UF é produzir uma mistura de polímeros na proporção desejada para liberar N conforme a necessidade da cultura e da condição de solo para a qual o adubo é direcionado. A UF apresenta boa compatibilidade com a maioria das culturas e não causa danos à germinação graças à sua solubilidade lenta.

O IBDU, que contém 32 % de N, é produzido a partir da reação de condensação do isobutilaldeído com a uréia, resultando em um único oligômero, ao contrário dos produtos de condensação de uréia e aldeídos (Trenkel, 1997). Para comercialização, o produto deve conter um mínimo de 30 % de N, dos quais 90 % devem ser insolúveis em água fria, antes da moagem. O mecanismo de liberação é a hidrólise química gradual do IBDU produzindo uréia. A taxa de liberação de N depende, principalmente, do tamanho da partícula do fertilizante (quanto menor a partícula mais rápida é a liberação), da umidade, da temperatura e do pH do solo (liberação mais lenta em solos ácidos).

O CDU é sintetizado pela reação da uréia e de aldeído acético. Tal qual o IBDU, a granulometria do fertilizante é importante para controlar a liberação do N do CDU. Quando hidrolisado, o CDU produz uréia e crotonaldeído. A decomposição do CDU se dá por hidrólise, química principalmente, e pela ação de microrganismos do solo, sendo afetada pela temperatura e pH do solo. O desempenho agronômico do CDU é semelhante ao do IBDU.

O comportamento agronômico dos polímeros de uréia-aldeído tem sido estudado por vários autores (Allen, 1984; Gould et al., 1986). De modo geral, esses fertilizantes apresentam desempenho superior às fontes solúveis nas situações em que o fornecimento gradual de N às culturas é vantajoso, incluindo culturas perenes, gramados, pastagens, etc. As formas UF, IBDU e CDU são comercializadas em vários países.

Há grande quantidade de fertilizantes nitrogenados cuja liberação é retardada por recobrimentos ou encapsulamento com diversos materiais. Os fertilizantes mais comuns dessa classe são formados por grânulos recobertos com polímeros orgânicos termoplásticos ou resinas, ou com materiais inorgânicos, tal como S elementar (Shaviv, 2005). Menos comuns são os fertilizantes em que o nutriente é disperso em matrizes feitas com materiais hidrofóbicos, como borracha e poliolefinas, ou hidrofílicos, os quais reduzem a taxa de dissolução do fertilizante e sua conseqüente liberação para o solo. Os fertilizantes recobertos ou encapsulados não se restringem apenas aos nitrogenados, visto que há diversas formulações que contêm um ou mais nutrientes no interior do grânulo. Porém, em virtude da maior mobilidade e possibilidades de perdas de N no solo, o controle da liberação desse nutriente é o alvo da maioria dos produtos de liberação lenta.

O produto mais antigo da classe dos materiais recobertos é a uréia recoberta com S (UCS), manufaturado comercialmente há quase 30 anos (Shaviv, 2005). Grânulos de uréia são revestidos com S elementar fundido a cerca de 156 °C, em seguida com uma cera, a qual serve de selante para recobrir fendas no revestimento de S e, por fim, uma

camada de um condicionador, geralmente atapulgita. O produto final contém entre 32 e 42 % de N e 6 e 30 % de S (Trenkel, 1997). Uma vantagem da UCS é que o principal material usado no recobrimento é um nutriente de plantas e de baixo custo. A UCS é o fertilizante de liberação lenta mais barato do mercado, tendo o custo do N cerca de apenas duas a três vezes o do N da uréia.

O padrão de liberação do N desses fertilizantes depende da espessura e da qualidade do recobrimento. A uréia passa do interior dos grânulos para o solo por microporos, fendas ou imperfeições dos grânulos ou após a degradação microbiana da cobertura de S. Os grânulos imperfeitos liberam N imediatamente, ao passo que os com cobertura intacta o farão gradualmente, dependendo da espessura do recobrimento. A taxa de liberação do N da UCS é normalmente definida por um teste desenvolvido pelo TVA[1] que indica a percentagem de dissolução no solo que ocorre em um período de sete dias (Trenkel, 1997). A UCS é comercializada com diferentes graus de velocidade de liberação de N. Por exemplo, o produto classificado como SCU-30 deve liberar 30 % do N em sete dias, sob determinadas condições. Há relatos de que o teste de liberação de N nem sempre apresenta boa relação com o que ocorre em condições de campo (Trenkel, 1997).

Dados de inúmeros ensaios, compilados por Allen (1984) e Gould et al. (1986), mostram que a UCS tem apresentado bons resultados com culturas perenes, pastagens, gramados, milho, arroz, etc. Porém, em algumas situações, aparentemente o emprego de UCS não apresenta vantagens em relação à uréia comum, como observaram Machado & Magalhães (1973) e Magalhães (1976) com as culturas do trigo e arroz no Brasil. Grove et al. (1980) concluíram que a UCS foi inferior à uréia em milho cultivado no Cerrado. Resultados como esses podem ser esperados em culturas com grande demanda de N em curto período de tempo; em outros casos, imperfeições no recobrimento da UCS devido a excesso de manipulação ou defeito na fabricação, inviabilizam a liberação lenta da uréia (Gould et al., 1986; Trenkel, 1997; Shaviv, 2005).

Fertilizantes com um padrão de liberação de N mais sofisticado surgiram com o advento de novos materiais de cobertura, especialmente as resinas e os polímeros termoplásticos (Shaviv, 2005). Ao contrário do que ocorre com os produtos de condensação de uréia e com a UCS, a liberação de N dos fertilizantes recobertos com polímeros é pouco afetada por características do solo, tais como: pH, textura, salinidade, potencial de oxirredução e atividade microbiana, mas depende da temperatura do solo e da permeabilidade à água do material de recobrimento (Hauck, 1985; Trenkel, 1997).

Geralmente, o modo de liberação envolve a difusão do fertilizante solúvel do interior do grânulo para o solo. A água penetra por microporos através do material de cobertura, aumenta a pressão osmótica no interior do grânulo, a qual provoca o esticamento da membrana de cobertura e o aumento do tamanho dos poros, facilitando a difusão do fertilizante para o solo. Há muitas empresas que produzem fertilizantes de liberação lenta, o primeiro dos quais foi lançado em 1967, na Califórnia, EUA (Shaviv, 2005). Uma listagem dos principais fabricantes é apresentada por Trenkel (1997). A técnica de

[1] Tenessee Valley Authority, Muscle Shoals, Alabama, EUA.

recobrimento varia conforme o fabricante e é possível regular a taxa de liberação alterando a espessura e composição do material utilizado. Por exemplo, há disponível no mercado uréias recobertas com resina termoplástica que liberam 80 % do N de 70 a 400 dias[2], dependendo da proporção de acetato de vinil etileno (com alta permeabilidade à água) e de polietileno (com baixa permeabilidade à água), que podem ser recomendadas para culturas com diferentes exigências e períodos de absorção do nutriente (Trenkel, 1997).

Apesar do potencial dos fertilizantes de liberação lenta para aumentar a eficiência de aproveitamento de fertilizantes nitrogenados, o uso de tais produtos é limitado pelo alto custo em comparação com o dos fertilizantes tradicionais. A uréia recoberta com S, provavelmente o produto com menor diferencial de preço, como já foi dito, tem o preço de N em torno de duas vezes mais caro do que o da uréia comum; o custo de outros fertilizantes nitrogenados de liberação lenta varia de 2,4 a 10 vezes por unidade de N (Trenkel, 1997; Shaviv, 2005). Com isso, esses fertilizantes têm sido empregados em nichos de mercado, tais como: viveiros de mudas, campos de golfe e jardinagem. Estima-se que apenas 8 a 10 % dos adubos de liberação lenta sejam utilizados na agricultura na Europa (Lammel, 2005; Shaviv, 2005) e, em 2003, correspondiam a apenas 0,25 % do total de N de fertilizantes químicos comercializados no mundo, ou 1,1 % do total nos Estados Unidos (Hall, 2005).

Fertilizantes Estabilizados

Há duas classes principais de fertilizantes estabilizados de importância no mercado atual: os tratados com inibidores: (a) de nitrificação e (b) de urease, além de produtos que contêm ambos.

Os inibidores de nitrificação diminuem a taxa de nitrificação ao interferir com a atividade de bactérias do grupo das *Nitrosomonas*, bloqueando a transformação do NH_3 em NO_2^- e, assim, preservando, por algum tempo, o N na forma amoniacal, menos sujeito a perdas por lixiviação.

Há grande número de compostos comprovadamente capazes de retardar a nitrificação (Quadro 10) mas poucos têm se mostrado agronômica e economicamente efetivos e são comercializados com sucesso; dentre eles se destacam: a nitrapirina, a dicianodiamida (DCD) e, mais recentemente, o fosfato de 3,4-dimetilpirazole (DMPP). O 3-metilpirazole (3MP) é também utilizado juntamente com o DCD em algumas formulações comerciais.

A nitrapirina é o inibidor comercializado há mais tempo nos EUA. O composto tem toxidez relativamente baixa e efeito bastante seletivo sobre as *Nitrosomonas*, mas, além de diminuir e inibir a atividade dessas bactérias, apresenta também efeito bactericida, ou seja, mata parte da população de *Nitrosomonas* (Trenkel, 1997). O inibidor é recomendado

---

[2] Meister, produzido pela Chisso-Asahi Fert. Co. Ltd. Japão.

Quadro 10. Lista de alguns inibidores de nitrificação patenteados

Nome químico	Nome comum	Inibição em 14 dias
		%
2-cloro-6-(triclorometil) piridina	Nitrapirina	82
Fosfato de 3,4-dimetilpirazole	DMPP	-
Dicianodiamida	DCD	53
4-amino-1,2,4-6 triazole.HCl	ATC	78
2,4-diamino-6-triclorometiltriazina	CL-1580	65
Tiuréia	TU	41
1-mercapto-1,2,4-triazole	MT	32
5-etoxi-3-triclorometil-1,2,4-triadiazole	Terrazole	-
3-mitilpirazole	3MP	-
Tiosulfato de amônio	TSA	-

Fonte: Adaptado de Trenkel (1997) e Frye (2005).

para uso com fertilizantes nitrogenados amoniacais, tais como: amônia anidra, uréia, sulfato de amônio, uran, nitrato de amônio e estercos animais. A taxa de aplicação é relativamente baixa e varia de 0,4 a 1,4 kg ha^{-1} do ingrediente ativo.

A nitrapirina tem alta pressão de vapor e tende a volatilizar. Assim, a recomendação é para que o produto seja incorporado ao solo juntamente com o fertilizante, em faixas ou sulcos com 5–10 cm de profundidade, o que tem restringido a comercialização desse inibidor fora dos Estados Unidos. Dados obtidos em Kentucky mostraram que a nitrapirina foi eficiente também quando adicionada à uréia ou ao nitrato de amônio e aplicada na superfície em milho em plantio direto (Frye, 2005). Porém, o fabricante recomenda a incorporação do produto ao solo.

A nitrapirina é degradada no solo por processos químicos e biológicos. Normalmente, a decomposição do inibidor se dá em até 30 dias ou menos em solos com temperatura ideal para o crescimento e desenvolvimento de plantas. O efeito inibidor da nitrapirina geralmente se manifesta por seis a oito semanas. Em épocas mais frias ou solos congelados, o inibidor tem-se mostrado bastante persistente, razão por que é indicado, em climas temperados, para as adubações feitas no outono, antes do congelamento do solo, visando à cultura do verão seguinte. Nessas condições, o período de inibição pode se estender até 30 semanas (Trenkel, 1997). Esse autor resume dados da literatura mostrando efeitos positivos do uso da nitrapirina em vários ensaios de campo.

O DCD é um inibidor de nitrificação comercializado em vários países, em diferentes formulações comerciais produzidas por diversas empresas. Trata-se de uma amida ($C_2N_4H_4$) que, além de inibir a nitrificação, é também um fertilizante nitrogenado de liberação lenta, com pelo menos 65 % de N. Tem também vários outros usos industriais (Trenkel, 1997). O DCD se apresenta como um pó cristalino, não-higroscópico, de baixa solubilidade em água e facilmente incorporado a fertilizantes sólidos, líquidos ou

soluções. Como o DCD não está sujeito à volatilização como a nitrapirina, os fertilizantes que o contêm podem ser aplicados na superfície do solo, inclusive em áreas sob plantio direto. É decomposto no solo por processos químicos e biológicos, produzindo uréia (Frye, 2005).

O DCD é um produto de baixíssima toxidez, sem efeito carcinogênico ou mutagênico, sendo considerado praticamente não-tóxico (Trenkel, 1997). Tem efeito apenas bacteriostático sobre as *Nitrosomonas*, não tem efeito significativo sobre a biomassa microbiana (Di & Cameron, 2004) e seu efeito inibidor de nitrificação se manifesta por seis a oito semanas, dependendo da temperatura e umidade do solo. O DCD é menos eficiente do que a nitrapirina e requer doses maiores de aplicação. Formulações de fertilizantes amoniacais que contêm o inibidor geralmente apresentam 5 a 10 % do N total na forma de DCD (Trenkel, 1997). As doses de DCD utilizadas juntamente com urina de gado (700 a 1.000 kg ha^{-1} de N) em estudos de pastagem em Nova Zelândia variaram de 5 a 25 kg ha^{-1} (Di & Cameron, 2004, 2005; Cookson & Cornforth, 2002) e mostraram-se capazes de reduzir as perdas por lixiviação de NO_3^-. Embora exigido em doses maiores do que a nitrapirina para apresentar efeito inibidor de nitrificação, o DCD é um produto relativamente barato, comparado com outros compostos para a mesma finalidade.

O DMPP é um inibidor desenvolvido recentemente, mas já comercializado em diversos países na Europa e, em pequena escala, no Brasil. Dados de pesquisa mostram que esse composto é bastante eficiente para inibir a nitrificação, mesmo quando aplicado em baixas doses (0,5 a 1,5 kg ha^{-1}), mostra baixa toxidez e é bem tolerado pelas plantas (Zerulla et al., 2001). Macadam et al. (2003) observaram que o DMPP não produziu efeitos fitotóxicos em trevo branco em pastagens, ao contrário do DCD, que reduziu a produção de matéria seca dessa planta. Esse efeito do DCD, no entanto, não tem sido comumente relatado na literatura. Ambos os inibidores foram eficientes em manter o N na forma amoniacal no solo.

O DMPP é facilmente incorporado a fertilizantes granulados (Frey, 2005) e tem maior efeito residual do que o DCD (Weiske et al., 2001). O DMPP reduz a transformação do NH_4^+ a NO_2^- por quatro a dez semanas em clima temperado, permitindo, assim, reduzir as perdas de N por lixiviação de NO_3^- (Zerulla et al., 2001). O DMPP tende a ser adsorvido à fração argila do solo (Barth et al., 2001) e, por apresentar baixa mobilidade no solo, tende a permanecer na região de aplicação e não está sujeito à lixiviação (Zerulla et al., 2001). Azam et al. (2001) observaram, em condições de laboratório, que, após dez dias de incubação, 80 % do DMPP permaneceu em um raio de, no máximo, 5 mm da zona de aplicação, ao passo que o N amoniacal do fertilizante se difunde mais rapidamente no solo. A eficiência do DMPP é maior em solos arenosos, mas, se, por um lado, a adsorção do DMPP aos colóides minerais do solo reduz seu efeito em curto prazo, por outro, pode aumentar seu efeito residual por diminuir a taxa de degradação microbiana (Barth et al., 2001).

Vários autores têm mostrado que a adição de DCD ou de DMPP a fertilizantes nitrogenados ou adubos orgânicos pode reduzir substancialmente a emissão de N_2O do solo (Linzmeier et al., 2001; Zerulla et al., 2001; Macadam et al., 2003; Boeckx et al., 2005). Weiske et al. (2001) observaram maior redução na produção de N_2O com o uso do DMPP

do que com DCD. O efeito do inibidor de nitrificação se manifesta tanto por inibir a oxidação da NH_4^+ a NO_2^-, um processo que gera N_2O em condições aeróbias, quanto por diminuir a produção de NO_3^-, sujeito à desnitrificação em solos encharcados ou em sítios anaeróbios em solos bem drenados. No entanto, é pouco provável que a redução da emissão de N_2O venha a promover o uso de inibidores de nitrificação por parte de agricultores em decorrência do custo adicional do fertilizante tratado com esses produtos.

Alguns produtos naturais têm sido utilizados com o objetivo de retardar a nitrificação de fertilizantes com N amoniacal. Recentemente, Patra et al. (2002) e Kiran & Patra (2002) observaram que óleo desmentolado de menta (*Mentha spicata*) e óleo de neem (*Azadirachta indica*) adicionados à uréia provocaram a redução da nitrificação em ensaio de campo com trigo e com menta japonesa (*Mentha arvensis*) de modo similar ou superior ao observado com uréia tratada com DCD.

Embora esteja bem documentado na literatura que os inibidores de nitrificação conseguem manter o N na forma amoniacal por até quatro a seis semanas, reduzindo as chances de perdas por lixiviação, muitos experimentos mostram que nem sempre esse efeito se traduz em ganhos de produtividade (Trenkel, 1997; Weiske et al., 2001; Frye, 2005). Aumentos de rendimento ocorrem apenas quando as condições ambientais não levam a perdas de N por lixiviação ou desnitrificação e a falta desse N resulte em deficiência nutricional para a cultura. Isso, porém, pode não acontecer em condições de média ou baixa resposta ao nutriente ou em situações nas quais as doses aplicadas são maiores do que as necessárias (Frye, 2005).

A ausência de efeitos consistentes sobre a produtividade e o custo dos inibidores são responsáveis pela utilização relativamente pequena desses produtos.

Há muitos anos, existe o interesse pelo uso de inibidores de urease para reduzir a taxa ou velocidade de hidrólise da uréia e, assim, reduzir as perdas de N por volatilização. Informações sobre os primeiros produtos desenvolvidos para esse fim foram revisadas por Radel et al. (1988) e, mais recentemente, por Watson (2000), incluindo a literatura sobre o NBPT (tiofosfato de N-n-butiltriamida ou N-n-butiltriamida do ácido tiofosfórico), aparentemente o mais promissor composto desenvolvido até o momento.

Centenas de compostos, orgânicos e inorgânicos, têm sido testados como inibidores de urease. Tabatabai (1977) observou que muitos metais inibiam a atividade da urease, dentre eles Ag, Hg, Cd, Zn e Sn. Porém, esses produtos são relativamente pouco eficientes e muitos desses metais têm efeitos nocivos sobre o ambiente, de modo que sua adição aos fertilizantes dificilmente pode ser justificada, exceto os metais que são também micronutrientes de plantas. O tiosulfato de amônio também foi testado como inibidor, mas, apesar de relativamente barato, apresenta baixa taxa de inibição e exige altas doses (até 10 % do volume) para funcionar, o que limita seu valor para tal (Goos & Fairlie, 1988).

Os produtos mais efetivos têm sido os análogos de uréia, tais como os fosforodiamidatos e fosforotriamidatos, que têm mostrado forte ação inibidora em concentrações muito baixas; entre os produtos dessa família, os que apresentaram

melhores resultados foram o PPD (fenil-fosforodiamidato) e, principalmente, o NBPT (Martens & Bremner, 1984; Buresh et al., 1988; Beyrouty et al., 1988, Watson et al., 1994a, b, 1998, 2000).

O PPD mostrou resultados inconsistentes em testes de campo, apresentando alta eficiência em alguns casos, mas não em outros (Watson, 2000). Além disso, o PPD se decompõe rapidamente no solo, produzindo fenol, que é um inibidor de urease relativamente fraco; o PPD também tende a se decompor no estado sólido em misturas com uréia, conduzindo à perda da capacidade inibidora em intervalos de tempo relativamente curtos (Radel et al., 1988).

O NBPT é um composto que apresenta características de solubilidade e difusividade similares às da uréia (Radel et al., 1988; Watson, 2000) e vem mostrando os melhores resultados. O NBPT não é um inibidor direto da urease. Ele tem de ser convertido em seu análogo de oxigênio (fosfato de N-n-butiltriamida – NBPTO) que é o verdadeiro inibidor. A conversão do NBPT em NBPTO é rápida em solos bem arejados (minutos ou horas), mas pode levar vários dias em condições de solos inundados (Watson, 2000).

O NBPT tem sido testado em alguns países com resultados geralmente satisfatórios, sendo eficiente em baixas concentrações (Watson et al., 1994a; Keerthisinghe & Blakeley, 1995; Rawluk et al., 2001). Além disso, sua aplicação não tem mostrado efeito sobre as propriedades biológicas do solo (Banerjee et al., 1999), o que contribuiu para tornar seu uso viável.

Uma formulação comercial, que contém de 20 a 25 % de NBPT, está disponível no mercado desde 1996, para ser misturada com fertilizantes nitrogenados em concentrações que variam de 500 a 1.000 mg kg^{-1} de NBPT na uréia; no Brasil, a dose que vem sendo usada é a de cerca de 530 mg kg^{-1}.

Depois de aplicado ao solo junto com a uréia, o NBPT inibe a hidrólise da uréia por um período de três a 14 dias, dependendo das condições de umidade e temperatura do solo. Testes realizados no Brasil indicam que, para a maioria das situações, o período de intensa inibição varia de três a sete dias, após o que o NBPT perde gradativamente o efeito (Cantarella et al., 2005). A ocorrência de chuvas suficientes para incorporar a uréia ao solo em um intervalo de três a sete dias após a adubação é a condição que mais favorece a eficiência do NBPT em reduzir as perdas por volatilização de NH_3. Alternativamente, a incorporação pode ser feita por irrigação ou por meio mecânico. Porém, mesmo na ausência de chuvas, alguma redução na volatilização tem sido observada. O período de máxima volatilização de NH_3 após a aplicação da uréia ocorre em curto espaço de tempo (dois a três dias, no verão úmido) e o pico de volatilização é mais intenso do que o que acontece com a uréia tratada com o inibidor. Neste último caso, a hidrólise é mais lenta, favorecendo a difusão do fertilizante para o interior do solo e as reações com o solo da NH_3 produzida. Além disso, a elevação do pH ao redor do grânulo de fertilizante não é tão rápida por causa da hidrólise mais lenta. Porém, em períodos secos, a ausência de um processo de incorporação do fertilizante ao solo depois que o efeito inibidor arrefece faz com que diminua a eficiência do NBPT para controlar as perdas de NH_3 e, conseqüentemente, aumentar o aproveitamento do N aplicado pelas culturas.

Diversos estudos têm mostrado que o NBPT permite reduzir as perdas de N por volatilização de NH_3, aumentar o rendimento das culturas e reduzir os danos causados a plântulas pelo excesso de NH_3 no sulco de semeadura (Grant & Bailey, 1999; Karamanos et al., 2004). O NBPT foi eficiente para aumentar a produção de matéria seca de forrageiras de clima temperado, aumentar a recuperação de ^{15}N da uréia pelas plantas e diminuir a taxa de volatilização de amônia (Watson et al., 1994b) mas, naquelas condições climáticas, as perdas de N por volatilização de NH_3 da uréia aplicada sem NBPT foram de 5,5 a 20,8 % do N aplicado. Bayrakli & Gezgin (1996) obtiveram redução de perdas de NH_3 de 44,5 % utilizando uréia tratada com NBPT, com conseqüente aumento na produção de raiz e de açúcar de beterraba. No Brasil, Cantarella et al. (2005) estimaram que a adição de NBPT à uréia aplicada na superfície dos solos, em dez ensaios em condições de campo, permitiu reduzir as perdas de NH_3 entre 50 e 60 % em relação às perdas da uréia não tratada; porém, em estudos com cana-de-açúcar, em que a adubação foi feita no período seco do ano (junho a outubro), a redução da volatilização de NH_3 foi de apenas 30 %.

Outros autores também observaram aumento da eficiência fertilizante, tanto da uréia como do uran tratados com NBPT (Fox & Piekielek, 1993; Grant et al., 1996), inclusive em sistemas plantio direto com palha na superfície (Malhi et al., 2001). Vários estudos indicam que o uso de uréia tratada com NBPT pode resultar em aumentos no rendimento de grãos em decorrência da redução de perdas de N por volatilização de NH_3. Na rede de centenas de ensaios realizados nos Estados Unidos, conforme dados tabulados por Trenkel (1997), o uso de NBPT resultou em aumentos médios no rendimento de grãos de milho de cerca de 7 a 12 %, quando o inibidor foi aplicado ao uran e à uréia, respectivamente (Quadro 11).

Os estudos desenvolvidos no Brasil e no exterior mostram que o inibidor de urease não é capaz de controlar completamente as perdas de NH_3 que acontecem quando a uréia é aplicada na superfície de solos, tendo em vista que sua ação depende de condições ambientais e das características físico-químicas do solo (Radel et al., 1988; Watson et al., 1994a; Antisari et al., 1996; Murphy & Ferguson, 1997). No entanto, o inibidor pode retardar a hidrólise da uréia e reduzir significativamente as perdas de NH_3, dependendo das condições climáticas, nem sempre previsíveis.

Quadro 11. Resposta do milho ao inibidor de urease NBPT adicionado a uréia e a uran nos EUA. Médias de 11 anos de estudo

Fonte de N	Número de ensaios	Produção de grãos		
		Com NBPT	Sem NBPT	Acréscimo pelo uso de NBPT
		t ha^{-1}		
Uréia	316	8,02	7,13	0,89
Uran	119	8,21	7,63	0,58

Fonte: Adaptado de Trenkel (1997).

É pouco provável que a uréia venha a ser substituída por outro fertilizante em curto prazo, se é que o será no futuro. Assim, os inibidores de urease, embora venham apresentando eficiência apenas relativa para reduzir o principal problema associado ao emprego da uréia, representam alternativa que não pode ser desconsiderada.

AVALIAÇÃO DA DISPONIBILIDADE DE NITROGÊNIO

A complexidade das reações do N no solo dificulta o diagnóstico da disponibilidade desse elemento para as plantas com base na análise do solo, ao contrário do que ocorre, com sucesso, para as determinações de acidez e de outros nutrientes, incluindo os micronutrientes.

Uma vez que a MOS é o grande reservatório de N para as plantas, há muito tempo os cientistas se defrontam com o desafio de desenvolver um método de análise de solo que ajude a prever quanto de N o solo poderá liberar durante o ciclo de uma cultura. Dezenas de métodos foram desenvolvidos ao longo de muitas décadas de pesquisa. De modo geral, os métodos envolvem determinações de N inorgânico (NH_4^+ e, principalmente, NO_3^-), por serem estas as formas prontamente absorvidas pelas plantas, ou extrações de frações do N orgânico do solo por diversos procedimentos químicos ou biológicos (incubações em condições aeróbias ou anaeróbias que resultam na produção de N inorgânico por mineralização do N orgânico).

O assunto tem sido objeto de extensas e freqüentes revisões de literatura (Bremner, 1965; Dahnke & Vasey, 1973; Stanford, 1982; Keeney, 1982; Meisinger, 1984; Bundy & Meisinger, 1994) que apontam métodos promissores em determinadas situações, mas que não conseguem ampla aceitação e adoção em laboratórios de rotina em virtude da pequena correlação com a disponibilidade de N em condições de campo.

Os métodos relativos à determinação das formas inorgânicas têm seu emprego restrito em regiões ou períodos de alta pluviosidade por causa da mobilidade do NO_3^- no solo. As concentrações de N inorgânico podem alterar-se rapidamente com as chuvas, comprometendo a utilidade do método para prever a disponibilidade de N para as culturas.

Os métodos químicos ou biológicos têm o desafio de detectar, em um material heterogêneo e quimicamente complexo como o solo, frações passíveis de mineralização em curto prazo. Esses métodos avaliam "índices de disponibilidade de N". O fato de ser a mineralização do N orgânico do solo realizada por microrganismos, sujeitos à interferência de fatores climáticos (umidade, temperatura) difíceis de prever, é um aspecto complicador para tais métodos.

Métodos químicos que envolvem o ataque da MOS com ácidos, bases ou agentes oxidantes fortes e que extraem porções grandes do N orgânico do solo há muito são considerados insatisfatórios (Bremner, 1965; Keeney, 1982). Porém, vários métodos que envolvem extratores fracos, tais como: soluções de KCl 2 mol L^{-1} a quente, tampão

fosfato-borato a pH 11,2 (Gianello & Bremner, 1986, 1988), e incubações em condições anaeróbias (Waring & Bremner, 1964), são considerados bons preditores de N mineralizável no solo e continuam a ser apresentados em textos sobre métodos de análise de solo como promissores (Bundy & Meisinger, 1994). No Brasil, Cantarella et al. (1994) obtiveram boas correlações entre o N extraído de vários solos por diferentes versões do procedimento com solução de KCl a quente e o N absorvido por plantas de milho em estudos em casa de vegetação; porém, em testes posteriores, em condições de campo, os métodos não mostraram resultados satisfatórios (dados não publicados). Métodos rápidos, como os de Gianello & Bremner (1986), também não apresentaram boas correlações com o N absorvido por plantas no trabalho de Curtin et al. (2006).

A tendência é que tais métodos químicos sejam considerados úteis para a obtenção de um indicador relativo e rápido da disponibilidade de N entre solos submetidos a diferentes manejos, mas não parecem adequados como preditores da disponibilidade de N para fins de recomendação de adubação, visto que esses índices químicos geralmente não se correlacionam bem com a disponibilidade medida em condições de campo (Bundy & Meisinger, 1994).

Tentativas de encontrar um método de análise de solo para prever a resposta de culturas a N com base em extrações de frações orgânicas continuam a ocorrer, a despeito dos resultados inconclusivos ou pouco alentadores obtidos até o momento e da baixíssima adoção dos métodos por laboratórios de rotina. São exemplos recentes os procedimentos desenvolvidos por Mulvaney & Khan (2001), Mulvaney et al. (2001, 2006), Martens et al. (2006), Klapmik & Ketterings (2006) e Maysson et al. (2006).

O método de análise de N que mede açúcares aminados no solo (Mulvaney & Khan, 2001; Khan et al., 2001), conhecido como teste de Illinois, chamou a atenção recentemente, porque os autores, com base em inúmeros ensaios de campo, atestaram que o método permitia separar locais não-responsivos à aplicação de N. No entanto, resultados recentes mostraram correlações muito pobres com a resposta do milho ao N, produção relativa ou dose econômica de N em estudo de calibração feito em campo com 43 solos de Iowa (Barker et al., 2006), região próxima de onde o método foi inicialmente desenvolvido. O teste de Illinois também não se mostrou adequado no estudo realizado com 33 solos em Nova Iorque (Klapmik & Ketterings, 2006). Todavia, a polêmica parece continuar; Mulvaney et al. (2005) insistem em afirmar que o teste de Illinois é o mais poderoso preditor de erro na recomendação de N, segundo estudos realizados em 102 locais responsivos a N.

Durante muitos anos, poucos laboratórios no mundo ofereciam índices de disponibilidade de N baseados em análise de solo. As exceções eram as análises de nitrato em alguns países da Europa e em regiões semi-áridas, nos quais o pequeno volume de chuvas não era suficiente para arrastar o N para fora da zona radicular (Meisinger, 1984). Tais testes são recomendados rotineiramente nos EUA em Estados como Montana e Dakota do Norte. Nesses casos, o $N\text{-}NO_3^-$ é medido em amostras coletadas até 0,9 ou 1,2 m, para culturas com sistema radicular profundo, tais como: trigo e beterraba açúcareira, ou até 60 cm, para outras culturas (Jones & Jacobsen, 2005; Gerwing, 2005). O conteúdo de $N\text{-}NO_3^-$ na camada amostrada é expresso em quantidade de N por unidade de

área (kg ha^{-1}) e é subtraído da dose de N recomendada para a cultura, ou seja, todo o NO_3^- no solo é considerado prontamente disponível, uma vez que perdas por lixiviação são pouco prováveis em tais condições climáticas. Fatores de correção para o conteúdo de NO_3^- do solo de modo a levar em conta taxas de aproveitamento ou profundidade do solo podem ser adicionados ao cálculo da adubação (Bundy & Meisinger, 1994; Gerwing, 2005; Jones & Jacobsen, 2005).

Recentemente, legislações que regulamentam e limitam as concentrações de NO_3^- nas águas subterrâneas em vários países deram novo impulso às pesquisas para o estabelecimento de métodos de análise para orientar a adubação nitrogenada. Assim, testes referentes à análise de NO_3^- têm sido adotados nos EUA, mesmo em regiões com chuvas abundantes na primavera-verão. As amostras podem ser coletadas até 60 cm de profundidade, na primavera, antes da semeadura das culturas anuais, como no procedimento adotado em Minnesota (Bundy et al., 1995; Klapmik & Ketterings, 2005). Nesse caso, considera-se que o N residual é útil em solos de textura argilosa ou média e, principalmente, em anos com chuvas abaixo da média da região no ano anterior e no período de inverno (Bundy et al., 1995).

Uma variante do método do NO_3^- que tem sido recomendada na região produtora de milho nos EUA é o teste do NO_3^- pré-cobertura. O teor de N mineral é determinado na camada até 30 cm de solo, de amostras retiradas pouco antes do período de adubação de cobertura do milho (Blackmer et al., 1989; Fox et al., 1989; Sims et al., 1995). A maior parte das pesquisas está voltada para a definição de valores críticos acima dos quais não há resposta à aplicação de N em cobertura; valores na faixa de 20 a 30 mg kg^{-1} de N-NO_3^-, na camada de 0–30 cm, têm sido sugeridos (Magdof et al., 1984; Fox et al., 1989; Sims et al., 1995). Os resultados de tais testes têm sido empregados em recomendações de adubação para o milho em regiões úmidas nos Estados Unidos (Beegle et al., 1994; Blackmer et al., 1989, 1997), mas sua adoção por parte dos agricultores não é extensa. Aparentemente, o teste é útil em áreas tratadas com adubos orgânicos, que tendem a apresentar altos teores de N- NO_3^- no solo. Nesses casos, a preocupação maior é evitar a contaminação do lençol freático com NO_3^-, aspecto que tem recebido atenção em vários países.

Testes de determinação de NO_3^- em amostras de solo requerem processamento rápido da amostra para evitar alterações decorrentes de reações de mineralização e nitrificação que podem ocorrer em amostras armazenadas por longos períodos. Mattos Jr. et al. (1995) recomendaram congelar as amostras a -15 °C para preservá-las por longo tempo. O armazenamento em geladeira a 5 °C provocou alterações significativas nos teores das amostras. Na ausência de congelador, a melhor alternativa é secar imediatamente as amostras ao ar. Esse procedimento é eficiente para preservar o N-NO_3^- (Mattos Jr. et al., 1995), a espécie química mais importante nesse tipo de análise.

O uso do teor de MOS ou, indiretamente, do teor de N total do solo para a recomendação de adubação nitrogenada pressupõe a liberação ou mineralização de uma percentagem mais ou menos constante do N do solo para as culturas. Esse é um fator limitante para a adoção desse procedimento, visto que os fatores climáticos e o manejo do solo afetam a mineralização do N orgânico no solo.

A análise de MOS era utilizada em São Paulo para a recomendação de doses de N, mas a correlação com as respostas a N obtidas na rede de ensaios realizados por Raij et al. (1981) não foi satisfatória, de modo que o procedimento foi abandonado. No Brasil, atualmente apenas as tabelas de recomendação dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Amado et al., 2001; SBCS, 2004) e, recentemente, da região do Cerrado (Sousa & Lobato, 2002) utilizam a análise da MOS para ajustar as recomendações de doses de N para diversas culturas.

As doses utilizadas nas recomendações de adubações nitrogenadas são geralmente determinadas, em uma primeira aproximação, por meio de curvas de resposta médias, obtidas em condições de campo, com dados de vários ensaios, repetidos em diferentes locais e anos. São exemplos os 25 ensaios plantados com milho (Raij et al., 1981), os dados de 30 locais-anos de colheitas de laranja e limão (Quaggio et al., 1998), as seis safras de tangor Murcott (Mattos Jr et al., 2004) e procedimentos similares que serviram de base para a construção de várias tabelas de recomendação disponíveis no Brasil (Raij et al., 1997; Ribeiro et al., 1999; SBCS, 2004).

A produtividade esperada é uma medida importante para definir a dose de N recomendada, visto que esse nutriente é extraído em grandes quantidades pelas culturas. Quanto maior o potencial de produção, definido pelo tipo de solo, local, variedade utilizada, condição climática, etc., maior é a demanda por N. A produtividade esperada é um critério utilizado no mundo todo e passou a fazer parte de praticamente todas as tabelas de recomendação em uso no Brasil (Raij et al., 1997; Ribeiro et al., 1999; SBCS, 2004, dentre outras).

A contribuição do N do solo pode ser inferida pela análise do teor de MOS, com as limitações já discutidas ou, indiretamente, por meio de critérios numericamente pouco rígidos. Isso é feito utilizando o chamado "histórico da gleba", por meio do qual as doses são aumentadas (solos arenosos, sujeitos à menor contribuição de N ou a maiores perdas; cultivos consecutivos com gramíneas, etc.) ou diminuídas (áreas cultivadas anteriormente com leguminosas, adubos verdes, primeiros anos de plantio direto, etc.) (veja capítulo XV). Na recomendação de Raij et al. (1997), o histórico da gleba tem definições maleáveis, deixando margem à interpretação pelo técnico. As recomendações mais recentes do Rio Grande do Sul (Amado et al., 2002), por exemplo, quantificam as doses de N recomendadas para milho, dependendo do teor de MOS e da quantidade de cobertura de leguminosa ou de gramínea deixada pelo cultivo anterior, em sistema plantio direto. Na concepção de Sousa & Lobato (2002) para o Cerrado, a contribuição da MOS também é definida com algum rigor: da dose de N calculada para suprir as necessidades da cultura, são subtraídos 30 kg ha^{-1} de N para cada 10 g kg^{-1} de MOS, o que subentende uma taxa de decomposição de 2 % da MOS durante a safra. Créditos são numericamente definidos também para a contribuição de cultivos anteriores, especialmente com leguminosas.

As tabelas de recomendação para N na verdade embutem modelos complexos, porém empíricos e não parametrizados, que usam a demanda de N pela cultura (produtividade esperada e conteúdo de N na planta), a contribuição do N do solo e de cultivos anteriores e perdas potenciais (histórico da gleba). Na medida em que dados confiáveis se

acumularem, será possível construir modelos matemáticos mais estruturados. No entanto, fatores incontroláveis e variações que ocorrem nas respostas das plantas a N de ano para ano são grandes e qualquer modelo terá grandes incertezas. As variações de respostas a N levaram Blackmer et al. (1997) a retirarem da fórmula de cálculo da adubação nitrogenada para milho em Iowa a produtividade esperada, uma das variáveis mais importantes para a estimativa da demanda, passando a utilizar valores médios, estimados com base em experimentação de longo prazo. Os créditos para NO_3^- no solo e a contribuição de leguminosas, porém, foram mantidos (Blackmer et al., 1997).

Critérios auxiliares para a recomendação de adubação são as avaliações feitas diretamente nas plantas, que integram todos os fatores de solo e ambientais. Para culturas perenes, como café, laranja, manga, abacate, Raij et al. (1997) prevêem correção de dose de N, conforme o teor de N foliar (Cantarella et al., 1998; Mattos Jr. et al., 2004). Em alguns países, medidas de N-NO_3^- em folhas ou pecíolos são empregadas para ajustar as doses de N em diversas culturas, especialmente nas de batata e tomate, cuja produtividade ou qualidade do produto pode ser afetada por excesso de N. Schröeder et al. (2000) discutiram os prós e contras de medições realizadas no solo e na planta para a recomendação de N na cultura do milho.

Uma alternativa para diagnóstico da disponibilidade de N que tem recebido bastante atenção é o uso de medidor de clorofila (SPAD, Minolta Co., Japão). Trata-se de um aparelho portátil que produz leituras rápidas. A quantidade de luz vermelha transmitida pela folha indica a quantidade de clorofila, a qual, por sua vez, serve como medida indireta do teor de N foliar – de determinação demorada para permitir a pronta correção de deficiências de N. As correlações entre a leitura do clorofilômetro e o teor de N foliar geralmente são altas, mas são afetadas por diferenças entre variedades, estresse hídrico (Jemison & Lytle, 1996; Schepers et al., 1996), idade da planta (Dwyer et al., 1995), local (Schepers et al., 1996) e posição da leitura na lâmina foliar (Chapman & Barreto, 1997), mas melhoram quando se ajustam os valores da leitura ao peso específico da folha (Chapman & Barreto, 1997).

A leitura realizada com o clorofilômetro tem-se mostrado útil para separar áreas com ou sem probabilidade de resposta à adubação nitrogenada (Piekielek & Fox, 1992; Schepers et al., 1992, 1996; Sims et al., 1995; Jemison & Lytle, 1996; Argenta et al., 2004), porém não detecta locais com excesso de N (Jemison & Lytle, 1996; Varvel et al., 1997a), visto que os valores das leituras feitas com o aparelho tendem a atingir um platô em folhas com teores de N acima do nível de suficiência (Dwyer et al., 1995; Varvel et al., 1997b). Outra limitação é que a estimativa da dose de N por aplicar não é definida pela leitura pois depende de outros fatores.

Com tantas variáveis afetando o valor da leitura do clorofilômetro, não é possível definir um único nível crítico, mesmo por que parece haver diferenças também entre lotes de aparelhos. Para contornar esse problema, plantas previamente adubadas com altas doses de N servem de referência para se ter um índice relativo para comparação das leituras do clorofilômetro realizadas na área a ser adubada (Schepers et al., 1992). Geralmente, são consideradas plantas deficientes em N quando o índice relativo atinge 90 ou 95 % da leitura das plantas de referência (Varvel et al., 1997a). Um problema

adicional é a dificuldade de detectar deficiências nos estádios iniciais de crescimento, quando ainda é possível fazer aplicações de fertilizante. Por exemplo, Scharf et al. (2006), em estudo realizado por quatro anos com 66 experimentos de campo, observaram que o poder de predição das respostas a N por meio das leituras do clorofilômetro melhorou, quando as leituras foram feitas mais tardiamente, às vezes após o florescimento do milho, quando as adubações fazem pouco ou nenhum efeito. Nesse caso, a leitura serve apenas como um sistema de retroalimentação de informações sobre o manejo da adubação.

O uso do clorofilômetro tem-se mostrado interessante para definir a adubação de milho em áreas irrigadas e de alta produtividade, onde são empregadas altas doses de N, e a necessidade de sua aplicação pode ser decidida e implementada rapidamente, melhorando, assim, a eficiência de uso do N e diminuindo perdas por lixiviação e contaminação de águas subterrâneas (Varvel et al., 1997a).

Equipamentos para medir o estado nutricional de plantas por meio de medição de clorofila, detecção de cor ou outros métodos espectrométricos estão sendo rapidamente desenvolvidos para utilização em tempo real em agricultura de precisão (Zillmann et al., 2006). Equipamentos que estimam, indiretamente, o estado nutricional da planta com relação ao N, montados em tratores, são acoplados a distribuidoras de fertilizante de taxa variável, de modo a alterar a dose conforme a necessidade da planta[3].

A análise do teor de NO_3^- na base do colmo, em plantas de milho que atingiram a maturidade fisiológica, tem sido proposta para detectar áreas onde o N foi aplicado além da dose ótima para atingir o máximo rendimento de grãos (Sims et al., 1995; Varvel et al., 1997b). Esse método, porém, não pode ser utilizado para a recomendação de N, mas, sim, para corrigir procedimentos para a próxima safra.

DEMANDA DE NITROGÊNIO PELAS CULTURAS

Grandes quantidades de N são absorvidas pelas culturas, visto que esse elemento participa de inúmeras moléculas e estruturas nos vegetais. O quadro 12 traz os conteúdos de N nas plantas e as quantidades removidas pelas colheitas em algumas espécies de interesse agrícola. Os resultados são expressos com base em massa da parte colhida. Os dados mostram que as exigências das plantas são elevadas e dependem do nível de produtividade. Culturas como o milho, com produções modestas em situações desfavoráveis, ou bastante elevadas, quando cultivado com técnicas e híbridos modernos, podem absorver de 80 a cerca de 350 kg ha^{-1} de N. Valores de absorção igualmente elevados são observados para leguminosas, as quais, embora geralmente produzam menores quantidades de matéria seca e de grãos do que as gramíneas, têm tecidos mais ricos em N.

As exportações de N com a colheita representam cerca de 50 % ou mais do N absorvido nas culturas graníferas, graças ao acúmulo de proteínas nos grãos,

---

[3] N-Sensor. Yara International. Research Center, Hanninghof, Alemanha.

Quadro 12. Conteúdo de nitrogênio absorvido e removido pela colheita de algumas culturas de interesse no Brasil

Cultura	Conteúdo[1] de N		Faixa de produtividade	N extraído pela planta	N removido pela colheita
	Planta inteira	Removido pela colheita			
	kg t^{-1}		t ha^{-1}	kg ha^{-1}	
Arroz	22	12	2-8	44-176	24-96
Milho	28	17	3-12	84-336	50-200
Trigo	29	20	2-6	58-174	40-120
Girassol	37	19	1,5-3,0	56-110	29-57
Amendoim	87	38	1,5-3,0	130-260	57-114
Feijão	86	35	1,0-4,0	86-344	35-140
Soja	90	60	2,0-4,0	160-360	120-240
Cana-de-açúcar	1,4	0,9	80-200	112-280	72-180
Café	-	34	1-4	-	34-136
Banana	-	2,1	20-60	-	42-126
Laranja	-	2,4	20-60	-	48-144
Maçã	-	0,7	15-30	-	10-21
Uva Itália	-	2,2	20-35	-	44-77

[1] Conteúdos médios, expressos com base na massa do produto colhido. Os valores podem variar de acordo com o cultivar, manejo, tipo de solo e produção.
Fonte: Raij et al. (1997); IFA (1992).

especialmente nas leguminosas. Por outro lado, as frutas podem necessitar de altas quantidades de N para sustentar o crescimento das plantas, mas exportam relativamente pouco N com a colheita; o produto colhido, embora volumoso e de grande massa, geralmente tem baixo teor de proteínas.

As adubações nitrogenadas devem levar em conta as necessidades das plantas e, em especial, as quantidades de N removidas do campo com as colheitas. As leguminosas são casos especiais pelo fato de a fixação biológica de N_2 fornecer parte do N requerido pelas plantas ou, no caso da soja cultivada no Brasil, praticamente todo o N (Hungria et al., 2006).

INTERAÇÃO DO NITROGÊNIO COM OUTROS NUTRIENTES

Interação entre nutrientes é o efeito, positivo ou negativo, que acontece quando a adição de um nutriente provoca o aumento ou a diminuição da resposta a um segundo elemento. Quando o resultado da adição de dois nutrientes supera a soma das respostas individuais a ambos, aplicados isoladamente, há um efeito sinérgico; caso contrário, quando o resultado é inferior, o efeito é antagônico.

O suprimento de um nutriente pode influir na absorção, distribuição ou função de outro nutriente e resultar em deficiências induzidas, toxidez ou alteração nas respostas. As interações podem ser específicas ou não-específicas (Wilkinson et al., 2000). As interações específicas ocorrem entre os elementos com propriedades físico-químicas similares ou que formam ligações químicas, ou, ainda, que competem entre si por sítios de adsorção (paredes celulares, superfícies de colóides do solo) ou absorção pelas plantas (sítios ou mecanismos de transporte nas raízes, xilema, floema). As interações não-específicas se manifestam ou se tornam importantes quando um dos nutrientes está presente em concentrações próximas dos limites de deficiência ou de excesso. Nessas condições, a adição ou supressão de um segundo elemento pode provocar a deficiência de outro por efeito de diluição, ou de toxidez. Geralmente, as interações envolvendo o N são do tipo não-específica por ser ele um dos nutrientes acumulados em maiores quantidades nas plantas. Além disso, pode ser absorvido tanto como cátion quanto como ânion, o que limita a extensão de efeitos competitivos ou antagônicos durante a absorção.

A interação mais comum relacionada com N é a que acontece com o K. Esses são os dois nutrientes minerais absorvidos em maiores quantidades em quase todas as plantas e as interações entre ambos normalmente são do tipo não-competitivo. A absorção de um elemento eleva a demanda pelo outro. O estímulo do crescimento provocado pela adição de N pode levar à deficiência de K por efeito diluição, e vice-versa. O suprimento balanceado de N e de K freqüentemente aumenta a resposta a ambos, mas a não-adição de um deles em solos deficientes pode levar a decréscimos na resposta ao outro tanto em produção quanto em acúmulo do nutriente. Vários exemplos de efeitos de interação entre N e K são apresentados por Bull (1993), Cantarella (1993) e Wilkinson et al. (2000).

As interações geralmente levam ao estabelecimento de relações "adequadas" ou balanceadas entre os nutrientes. Porém, o fornecimento dos nutrientes em condições balanceadas pode não ser suficiente, visto que se podem conseguir tais relações quando ambos os nutrientes estão em níveis deficientes ou tóxicos. Portanto, as relações ótimas entre nutrientes devem ser precedidas pelo atendimento aos teores de suficiência (Sumner & Farina, 1986).

A interação entre N e P na nutrição de algumas culturas, em especial na do milho, é conhecida há muito tempo. Büll (1993) discutiu vários casos mostrando o efeito da interação entre esses elementos. O efeito mais freqüentemente relatado é do aumento da absorção de P quando este nutriente é empregado juntamente com N amoniacal no sulco de semeadura (Hanway & Olson, 1980). A adição de fertilizante nitrogenado promove o aumento da absorção de P mesmo em solos com alta disponibilidade deste último, nos quais a adubação com P tem pouco efeito (Kamprath, 1987). Em estudos realizados com solução nutritiva, Alves et al. (1999) observaram que a separação espacial do P e do N pode resultar em menor acúmulo de ambos na parte aérea.

A interação do N com o S é importante e deve ser levada em conta em programas de adubação. O uso de fórmulas de adubo concentradas, sem S, muitas vezes ocasiona a um baixo aproveitamento do adubo nitrogenado. Boa parte do N nas plantas está em forma de proteínas. O S é constituinte de dois aminoácidos (cisteína e metionina). A deficiência desse nutriente acarreta a diminuição da produção desses aminoácidos e as proteínas

que os contêm não podem ser formadas. Assim, plantas insuficientemente supridas com S não conseguem assimilar o N em proteínas e o N se acumula na forma de aminas, amidas e aminoácidos solúveis (Epstein & Bloom, 2005), como observaram Vale et al. (1993) com plantas de milho adubadas com N, mas não com S. De modo geral, a relação entre N e S em plantas varia de 8 a 12 para 1.

A absorção de N pode afetar a absorção de outros nutrientes também por efeito da alteração do pH na região da rizosfera. Quando o N é absorvido na forma de NO_3^-, ocorre alcalinização da rizosfera, ao passo que a absorção de NH_4^+ provoca o aumento da acidez. Como o N é absorvido em grandes quantidades, a mudança de pH pode resultar no aumento ou na redução da solubilidade ou disponibilidade de alguns nutrientes. Esse tipo de interação pode ser relevante com alguns micronutrientes, especialmente em solos cujos altos valores de pH limitam a disponibilidade de micronutrientes metálicos (Wilkinson et al., 2000).

EFICIÊNCIA DE USO DO NITROGÊNIO DE FERTILIZANTES MINERAIS E ORGÂNICOS

A eficiência de uso ou a percentagem de recuperação, pelas plantas, do N proveniente dos fertilizantes nitrogenados é estimada com a utilização de adubos marcados com o isótopo ^{15}N ou pelo método que mede a diferença entre a quantidade de N absorvida por plantas não adubadas em comparação com aquelas que receberam N. Os resultados obtidos pelos dois métodos são ligeiramente diferentes, mas nenhum pode ser considerado superior ao outro. Os resultados de recuperação do N-fertilizante pelas plantas tendem a ser superestimados quando medidos pelo método da diferença se o N fertilizante estimular a mineralização do N da matéria orgânica do solo (efeito "priming") ou o crescimento do sistema radicular; por outro lado, a substituição do ^{14}N do solo durante as reações de mineralização-imobilização, pelo ^{15}N do fertilizante marcado, pode levar à subestimação da recuperação do N-fertilizante pelas plantas quando o método isotópico é empregado (Rao et al., 1992). Nesta seção, serão feitas referências a dados obtidos por ambos os métodos.

A recuperação do N fertilizante pode ser muito variável, uma vez que depende do tipo de solo, da cultura, da dose do fertilizante, do manejo, da incidência de pragas e doenças e das condições ambientais. No entanto, os resultados obtidos em estudos realizados em várias partes do mundo apontam para valores médios em torno de 50 a 60 %. Dobermann (2005) compilou dados de 850 ensaios o observou que a recuperação do N da matéria seca da parte aérea de cereais ficou próxima de 50 % do N aplicado (Quadro 13). Valores semelhantes foram relatados por Fox & Piekielek (1993): recuperação aparente de apenas 55 % em mais de 40 experimentos realizados na Pensilvânia, EUA.

Outros autores, no Brasil, estimaram as taxas de recuperação de N pelo milho, utilizando fertilizantes marcados com ^{15}N: Neptune (1977): 40 a 58 %; Reichardt et al. (1979): 89 %; Coelho et al. (1991): 56 %; Lara-Cabezas et al. (2000): < 30 % (para uréia).

Quadro 13. Eficiência média de recuperação de fertilizantes nitrogenados em cereais no primeiro cultivo após a adubação, com dados da literatura mundial

Cultura	Número de ensaios	Dose média de N aplicado	Eficiência de recuperação
		kg ha^{-1}	%
Milho	36	102	63
Arroz	307	113	44
Trigo	507	117	54
Total de ensaios	850		51

Fonte: Dados compilados por Dobermann (2005). Eficiência de recuperação = N do fertilizante recuperado da matéria seca da parte aérea.

Geralmente, a recuperação do N aplicado em cobertura é maior do que a aplicada no plantio. Ulhoa (1982) observou valores de recuperação de 38, 47 e 45 % respectivamente, para o N aplicado no plantio, na primeira e na segunda cobertura. Resultados semelhantes foram obtidos por Boaretto et al. (2004) e por Seo et al. (2006). A recuperação do N é normalmente menor quanto maior a dose aplicada. Fernandes et al. (1998) observaram, em plantio direto, que a parte aérea do milho apresentou recuperação aparente de 12 a 52 %, para doses aplicadas de 240 e 60 kg ha^{-1} de N. Para milho irrigado, Coelho et al. (1992) observaram valores de recuperação aparente variando de 34 a 68 % para doses de N semelhantes às usadas por Fernandes et al. (1998).

Em milho em sistema plantio direto, Lara Cabezas et al. (2005) obtiveram recuperação de 34 e 49 % do N aplicado em cobertura para a uréia e o sulfato de amônio, respectivamente. Silva et al. (2006c) relataram valores próximos: 44 a 55 %.

Dados obtidos com trigo no Brasil com o uso de ^{15}N apontam para recuperação de 52 a 85 % do N, valores considerados altos, mas, compatíveis com um período de baixas precipitações. Para café (planta toda, incluindo raízes), Fenilli (2006) observou recuperação de 56 % do N aplicado.

Para a cultura da cana-de-açúcar, as percentagens de recuperação geralmente são menores do que para as culturas já listadas, em média de 20 a 40 % - segundo diversos autores: 40 % (Trivelin et al., 1995); 20 a 40 % (Vallis et al., 1996); 17 a 36 % (Chapman et al., 1994); 18 a 32 % (Chapman et al., 1992); 24 a 28 % (Vitti, 2003), 13 a 22 % (Gava, 2003), 19 a 29 % (Prasertsak et al., 2002); 10 % (Sampaio et al., 1984); 7 a 16 % (Trivelin et al., 2002b). Os valores de recuperação tendem a ser maiores em estudos em cana-planta: 56 a 63 % (Basantha et al., 2002; Trivelin et al., 2002a), graças à menor dose de N empregada, embora alguns autores tenham relatado eficiência do N de 34 % neste ciclo da cultura (Ambrosano et al., 2005).

Esses valores relativamente consistentes mostram que cerca de metade do N aplicado nos mais diferentes sistemas e culturas não é absorvido pelas culturas num primeiro ciclo. Além disso, Dobermann (2005), comparando resultados obtidos em áreas experimentais e em fazendas particulares, observou que a recuperação do N nas áreas de agricultores era geralmente menor.

Nos experimentos com ^{15}N, é possível acompanhar o destino do N do fertilizante. Geralmente, parte do N "desaparece" e não é encontrada no solo ou na planta e é considerada como perdida por lixiviação, volatilização de NH_3 ou desnitrificação. Essa fração varia de 15 a 40 %, dependendo do manejo (Coelho et al., 1991; Trivelin et al., 1995; Gava et al., 2002; Fenilli, 2006).

Esse tipo de experimento mostra também que, em geral, mesmo em culturas bem adubadas, a maior parte do N absorvido vem do solo (Coelho et al., 1991; Lara Cabezas et al. 2005). Na cultura da cana-de-açúcar, a contribuição do fertilizante para o total de N absorvido pela planta é geralmente inferior a 20 % (Trivelin et al., 1995; Basanta et al., 2002; Gava et al., 2003; Ambrosano et al., 2005).

Por outro lado, o principal destino do N-fertilizante não absorvido pelas plantas é o solo. Vários autores mostram que, em cana-de-açúcar, 20 a 40 % do N permanece no solo (Chapman et al., 1992; Basanta et al., 2002; Gava et al., 2002; Vitti, 2003). Valores semelhantes têm sido encontrados no Brasil para outras culturas: 24 % em café – solo e serapilheira (Fenilli, 2006), 20 % no solo e 16 % na palhada em trigo (Boaretto et al., 2004), 23 % em milho (Coelho et al., 1991). A maior parte do N que permanece no solo fica na camada superficial (Coelho et al., 1991; Gava et al., 2002; Boaretto et al., 2004), mostrando que o N do fertilizante se incorpora à microbiota do solo e, posteriormente, à MOS.

Seria de se esperar que o N recém-incorporado à fração orgânica do solo tivesse alto poder residual ou alto aproveitamento pela cultura subseqüente. No entanto, a maior parte dos dados disponíveis revela que o N imobilizado se incorpora ao conjunto de N do solo e se torna pouco disponível. A soja recuperou < 2 % do N aplicado ao trigo no ciclo anterior (Boaretto et al., 2004), o milho < 3 % do N-uréia aplicado no milho no ano anterior (Silva et al., 2006a) ou menos de 1,5 % do N-sulfato de amônio (Seo et al., 2006).

É possível também marcar adubos verdes ou plantas de cobertura com ^{15}N para acompanhar o destino do N no sistema. Como era de se esperar, a recuperação do N dessa fonte é menor do que a dos fertilizantes. As percentagens absorvidas pelo milho do ^{15}N contido no milheto e na crotalária usados como plantas de cobertura em sistema plantio direto foram de 8 e 16 %, respectivamente (contra 44 a 53 % do ^{15}N uréia – Silva et al., 2006b, c). Seo et al. (2006) incorporaram ao solo *Vicia villosa* marcada com ^{15}N e observaram que o milho aproveitou apenas 15 % do N contido na leguminosa. A *Crotalaria juncea* marcada com ^{15}N usada como adubo verde na reforma de canavial forneceu 196 kg ha^{-1} de N, porém, apenas 10 % desse N foi absorvido pela cultura da cana-de-açúcar, contra 30 % de recuperação do N-mineral aplicado (Ambrosano et al., 2005) (Quadro 14).

A recuperação do N contido em resíduos mais pobres e com relação C/N alta, como a palhada da cana-de-açúcar, é ainda menor. Apenas 5 a 10 % do N da palhada deixada sobre o solo em sistema de colheita sem despalha a fogo são aproveitados pela cana no ciclo subseqüente (Chapman et al., 1992; Gava et al., 2003; Vitti, 2003). Dados com uso de ^{15}N mostram que a maior parte do N de adubos verdes, plantas de cobertura ou palhadas abastece o estoque do solo, se incorporando à matéria orgânica (Quadro 14). Da mesma

Quadro 14. Recuperação do nitrogênio marcado em fertilizantes químicos ou em leguminosas usadas em cobertura em várias culturas

N do fertilizante químico			N de leguminosas - adubo verde			Cultura	Fonte
Na planta	No solo	Total	Na planta	No solo	Total		
% do N aplicado							
33	27	60	15	55	70	várias	Compilado por Seo et al. (2006)
44-53			8-18			milho	Silva et al. (2006b, c)
16			11			cana	Ambrosano et al. (2005)
			15-30	60-80	80-90	milho	Ambrosano (1995)

forma como ocorre com os fertilizantes, a liberação desse N para os próximos ciclos de cultura passa a ser lenta. O efeito residual do N das plantas de cobertura (Silva et al., 2006a) ou do adubo verde incorporado ao solo (Seo et al., 2006) no segundo ano, medido pela absorção pelo milho cultivado na área, foi de apenas 3,5 % do N contido inicialmente no material.

A recuperação em curto prazo do N dos fertilizantes pode ser melhorada pelo uso de fertilizantes sujeitos a menores perdas ou com liberação sincronizada com o desenvolvimento das culturas. Outras medidas incluem melhor manejo como aplicação do fertilizante na época em que as plantas possam aproveitá-lo, incorporação de fertilizantes sujeitos a perdas por volatilização de NH_3, controle de irrigação e de plantas invasoras, dentre outras. Os dados apresentados, porém, mostram que a MOS e, por extensão, a microbiota do solo desempenham papel importante em intermediar os processos envolvendo o fornecimento de N às plantas. Portanto, especialmente no caso desse nutriente, o solo não pode e não deve ser considerado apenas por suas características físicas e químicas.

MANEJO DA ADUBAÇÃO NITROGENADA

Uma das importantes mudanças nas tabelas de adubação para N no Brasil nos últimos 10 ou 15 anos foi a adoção do ajuste de doses pelo rendimento esperado. Isso permitiu recomendações de adubação adaptadas aos diferentes ambientes de produção e níveis tecnológicos, abrindo espaço para a elevação das produtividades. O aumento nas atividades de pesquisa em fertilidade do solo em todo o País também vem colaborando para o aperfeiçoamento dos critérios para recomendações e usos de fertilizantes e calcários.

Os quadros 15 e 16 apresentam as recomendações resumidas de N para a cultura do milho, ilustrando os vários critérios adotados. Na recomendação do quadro 15, as doses de N variam com o patamar de produtividade esperada e com a classe de resposta a N. O ajuste pela produtividade esperada reflete o fato de que cada tonelada de milho produzido exportará cerca de 15 a 20 kg de N, além do N necessário para a parte vegetativa da planta. A classe de resposta a N é uma representação do histórico da gleba e do ambiente

de produção. Em muitas situações, pode haver dificuldade para alocar uma classe a uma situação de manejo. Cabe ao técnico escolher a melhor opção, uma vez que as doses indicadas nas tabelas de recomendação devem ser vistas como orientação, uma vez que há grande variabilidade nas respostas ao N.

O quadro 16 apresenta apenas parte da tabela publicada por Amado et al. (2002), para uma faixa de rendimento esperado. Essa recomendação é específica para o sistema plantio direto e leva em conta o teor de MOS e a planta de cobertura, bem como o rendimento de matéria seca. Há também indicação para um crédito de N quando o milho for plantado após o cultivo de soja.

Nessas, como em qualquer tabela de recomendação, adaptações a situações específicas podem e devem ser feitas.

A tabela de recomendação de N para café (Quadro 17) ilustra o caso de uma cultura altamente exigente em N e na qual as doses são ajustadas pela produtividade esperada e pelo teor foliar, que integra o estado nutricional da planta, refletindo indiretamente a disponibilidade de N do solo e o dreno provocado pela produção pendente dos frutos.

O quadro 18 apresenta a mais recente recomendação de adubação nitrogenada para laranja (Quaggio et al., 2005), reajustada com base em inúmeros trabalhos de campo realizados nos últimos 15 anos. Os critérios usados incluem a produtividade esperada e o teor de N foliar. O quadro apresenta o critério adicional da finalidade de uso da fruta produzida. Mais da metade das frutas produzidas no Brasil são para o mercado de sucos industrializados, que valorizam sólidos solúveis e outras propriedades do suco, mas não o tamanho e aspecto externo da fruta. Altas doses de N geralmente resultam em elevadas produtividades, mas com frutos de tamanho reduzido. Essa é uma característica que não interessa ao produtor que vende sua produção para o mercado de frutas frescas.

Quadro 15. Recomendação de adubação nitrogenada de cobertura para milho no Estado de São Paulo

Rendimento esperado	Classe de resposta a N[1]		
	Alta	Média	Baixa
t ha^{-1}	kg ha^{-1} de N		
4-6	60	40	20
6-8	90	60	40
8-10	120	90	50
10-12	140	110	70

[1] Probabilidade de resposta a N. As doses são em adição às da adubação de semeadura.
Alta: solos corrigidos, cultivo intensivo de gramíneas ou milho contínuo; primeiros anos de plantio direto; solos arenosos sujeitos a altas perdas por lixiviação.
Média: solos ácidos que serão calcariados antes do cultivo do milho; sucessão com leguminosas; solos em pousio por dois anos; uso moderado de adubos orgânicos.
Baixa: solos em pousio por longo tempo; cultivo após pastagens (exceto solos arenosos);. cultivo intensivo de leguminosas ou adubo verde; quantidades elevadas de adubos orgânicos.

Fonte: Raij & Cantarella (1997).

Quadro 16. Recomendação de adubação nitrogenada para sistema plantio direto, conforme cultura de cobertura, teor de MOS e produtividade esperada. Recomendação para produção de 6 a 9 t ha^{-1} de milho[1]

Produção de MS da cultura de cobertura antecedente	N recomendado para teor de MOS (g kg^{-1})		
	< 25	25 a 50	> 50
t ha^{-1}	kg ha^{-1} de N		
Leguminosas			
< 2	120	90	70
2 a 3	100	60	40
> 3	90	50	30
Gramíneas			
< 2	160	100	70
2 a 4	160	110	80
> 4	170	130	90
Pousio de Inverno	160	120	80

[1] Milho em rotação anual com soja no verão: reduzir 20 % da recomendação de N
Fonte: Amado et al. (2002).

Quadro 17. Recomendação de adubação nitrogenada para café de acordo com a produção esperada e o teor de nitrogênio foliar

Produtividade esperada[1]	Teor foliar de N (g kg^{-1})		
	< 26	26-30	> 30
t ha^{-1}	kg ha^{-1} de N		
0,6-1,2	180	120	70
1,2-1,8	210	140	90
1,8-2,4	240	160	110
2,4-3,6	300	200	140
3,6-4,8	360	250	170
> 4,8	450	300	200

[1] Produção de café beneficiado.
Fonte: Raij et al. (1997).

O ajuste da adubação para a qualidade do fruto envolve também alterações na adubação potássica, para a qual as doses são alteradas no sentido inverso às do N (Quaggio et al., 2005).

Critérios adicionais são cada vez mais necessários para o ajuste da adubação nitrogenada, especialmente para os agricultores que fazem uso de altas doses para aumentar a produtividade. O N é um elemento com grande capacidade para promover o crescimento das plantas, que traz implicações diretas e indiretas para a produtividade e qualidade dos produtos. Por exemplo, doses elevadas de N provocam o crescimento vegetativo em mangueiras, às vezes, em detrimento da produção. A análise foliar é uma

Quadro 18. Recomendação de adubação nitrogenada para laranjas de acordo com a produção esperada, teor de nitrogênio foliar e finalidade de uso da fruta[1]

Classe de produção	Destino das frutas			
	Indústria		Consumo in natura	
	N foliar (g kg^{-1})			
	< 23	> 27	< 23	> 27
t ha^{-1}	kg ha^{-1} de N			
16-20	120	70	100	60
21-30	140	90	120	80
31-40	200	130	160	100
41-50	220	160	180	120
> 50	240	180	-	-

[1] Para faixas de teor foliar de 23 a 27 g kg^{-1} de N, as doses de fertilizante são intermediárias.
Fonte: Quaggio et al. (2005).

maneira de monitorar o excesso de N nessas plantas. Cereais, como trigo e arroz, de porte baixo respondem bem a altas doses de N, mas essas podem promover o acamamento de variedades de porte alto, com prejuízos para a produção. Doenças fúngicas também são favorecidas por altas doses de N em alguns cereais.

Outras grandes mudanças relativamente recentes são a adoção crescente do sistema plantio direto, da cana-de-açúcar com colheita sem despalha a fogo e de sistemas que privilegiam a manutenção de palha e restos de plantas na superfície do solo. Em quase todas essas situações, é provável que a adubação nitrogenada tenha de ser ajustada.

Não há consenso sobre alterações nas doses de N em sistemas de cana colhida sem queima. Modelos de simulação desenvolvidos na Austrália prevêem que a dose de N na cana sem queima deva ser cerca de 60 kg ha^{-1} de N superior à da cana queimada e que as respostas devem-se estabilizar em 30 a 40 anos (Thorburn et al., 2002). Por outro lado, Meier et al. (2002) prevêem que será possível reduzir a adubação nitrogenada em até 40 kg ha^{-1} de N em locais há muitos anos com cana sem despalha a fogo. Porém, na Austrália, local onde as pesquisas citadas foram realizadas, as doses de N médias são de 160 kg ha^{-1} ao passo que, no Brasil, são de 100 kg ha^{-1}. Teoricamente, faz sentido aumentar as doses de N em cana com muita palha na superfície para compensar parte do N gasto para a decomposição do resíduo com relação C/N em torno de 100; porém o assunto ainda precisa ser mais bem investigado.

Também no sistema plantio direto, resíduos culturais com elevada relação C/N podem reduzir substancialmente as quantidades de N disponíveis no solo para a cultura em sucessão e, por isso, durante os primeiros quatro a cinco anos de adoção do sistema, a dose de N deve ser da ordem de 20 a 30 % superior à comumente recomendada para a cultura (Bayer, 1983; Lopes et al., 2004). Tal prática visa suprir adequadamente a cultura

com N, sem que a fração imobilizada para decomposição da cobertura vegetal prejudique o rendimento da cultura em sucessão. Além disso, a presença de palha pode aumentar as chances de perdas de N por lixiviação e desnitrificação em decorrência do aumento de umidade do solo.

Verifica-se que, após o quarto ano de plantio direto, é iniciado o estabelecimento do equilíbrio das transformações que ocorrem com o N no solo e, após nove a doze anos, há maior disponibilização de N, com menor resposta à adubação nitrogenada e, portanto, com a possibilidade de redução das doses desse nutriente (Sá, 1995). De fato, após 10 anos de plantio direto, Teixeira et al. (1994) observaram que a magnitude das respostas à adubação nitrogenada diminuiu, apesar dos altos rendimentos obtidos. O mesmo tem sido observado no Estado do Paraná, onde o acúmulo de MOS em sistema plantio direto estabilizado em regiões com condições climáticas favoráveis tem permitido a obtenção de altas produtividades de milho com a aplicação de quantidades relativamente baixas de N (Fontoura et al., 1998). Esses autores verificaram que, em Guarapuava (PR), após consórcio de nabo forrageiro e ervilhaca como pré-cultura, o milho produziu 11 t ha^{-1} sem adubação nitrogenada de cobertura e com apenas 24 kg ha^{-1} de N semeadura. A resposta à aplicação de N em cobertura foi pouco expressiva e com a máxima resposta em torno da dose 50 kg ha^{-1}. Essas condições, no entanto, não se apresentam na maior parte das áreas em que se cultiva milho no Brasil.

Com a expansão do sistema plantio direto, verifica-se renovado interesse na contribuição do N das culturas de cobertura de inverno. Rendimentos de milho, sem a adubação nitrogenada, cerca de 2 a 3 t ha^{-1} menores quando cultivado após aveia do que após uma leguminosa, foram observados por Teixeira et al. (1994), Aita et al. (1994), Ros & Aita (1996) e Amado et al. (2000), o que permite estimar a contribuição aparente das leguminosas usadas (ervilhaca, ervilha forrageira, tremoço) em 30 a 60 kg ha^{-1} de N, compatível com as estimativas de Amado e al. (2000) de 58 kg ha^{-1} de N para a ervilhaca e 38 kg ha^{-1} para a ervilhaca cultivada juntamente com a aveia preta. Dados obtidos por Silva et al. (2006b), utilizando coberturas de crotalária e de milheto marcadas com ^{15}N em plantio direto, permitem inferir que a contribuição do N das culturas de cobertura para o milho cultivado na seqüência variou de 56 a 73 kg ha^{-1} de N, embora o efeito das culturas de cobertura, especialmente o da crotalária, sobre o rendimento de grãos de milho provavelmente exceda aquele explicado apenas pelo fornecimento de N.

A liberação do N da palha ou do resíduo de cobertura pode variar muito com o tipo de material (Amado et al., 2001; Aita & Giacomini, 2003; Borkert et al., 2003). Nas condições do Rio Grande do Sul, Amado et al. (2000) observaram que, após 30 dias, foram liberados 70 % do N da fitomassa da ervilhaca. Em outro estudo, as percentagens liberadas foram 51 % do N da ervilhaca, mas somente 15 % do N da aveia (Amado et al., 2003). Nem todo o N liberado pelas plantas de cobertura é absorvido pela cultura subseqüente. Aita et al. (1994) verificaram que a recuperação aparente, pelo milho, do N contido na parte aérea de leguminosas de inverno em plantio direto, variou de 35 a 45 %; outros autores encontraram valores mais baixos, em torno de 15 %, como discutido na seção anterior. A maior parte do N restante provavelmente alimenta o ciclo de N no solo e contribui indiretamente com o fornecimento de N para a cultura.

No cômputo da dose de N, normalmente, um crédito é dado também à contribuição da soja na rotação. Há poucos estudos no Brasil que permitem calcular o crédito devido à soja, mas vários pesquisadores têm mostrado menor resposta a N de gramíneas em sucessão à soja (Gallo et al., 1983). Resultados obtidos em outros países permitem estipular um crédito para a cultura sucessora da soja de cerca de 40 kg ha^{-1} (Below, 2000) a 56 kg ha^{-1} de N (Blackmer et al., 1997).

A recomendação mais comum para a aplicação de N é parcelar a dose e fornecer o nutriente o mais próximo possível do estádio de desenvolvimento em que a planta necessite ou possa utilizá-lo. A principal razão é reduzir os riscos de perdas de N do solo especialmente por lixiviação, além de evitar efeitos salinos ou excesso de NH_3 próximo das sementes. Assim, as doses recomendadas para a semeadura são geralmente baixas. No entanto, para culturas como o milho, o suprimento de pelo menos 30 a 40 kg ha^{-1} de N na semeadura ajuda a aumentar o potencial de rendimento, definido no início do período de crescimento vegetativo, quando há rápido aumento da área foliar (Hanway 1971). De fato, Varvel et al. (1997a) não conseguiram atingir a produção máxima de grãos em uma cultura de milho irrigado, quando a correção da deficiência de N foi feita somente a partir do estádio V 8, porque o suprimento inicial de N estava abaixo do ótimo e o potencial de rendimento já havia sido reduzido. No Rio Grande do Sul, Strieder et al. (2006) observaram que a produção de matéria seca de plantas de milho adubadas com N em V5 foi menor quando o milho foi semeado após aveia preta ou pousio do que após ervilhaca comum ou nabo forrageiro, culturas que liberam o N mais rapidamente do que a aveia preta. No entanto, doses muito altas no plantio são desnecessárias, visto que, após a emergência, as plantas de milho absorvem N a taxas inferiores a 0,5 kg ha^{-1} dia^{-1}, além de haver riscos de fitotoxidez, como observou Sá (1995), com a aplicação de 60 kg ha^{-1} de N.

Muitos agricultores estão antecipando a adubação nitrogenada de cobertura em grãos, especialmente no milho, para otimizar a utilização de máquinas na propriedade. Esse manejo teve origem nos trabalhos de Sá (1996), que aplicou o adubo nitrogenado destinado ao milho por ocasião da semeadura ou da rolagem da aveia, que antecedia o milho no sistema de cultivo, e obteve resultados satisfatórios. Porém, as áreas onde essas pesquisas foram feitas estão em plantio direto há muitos anos e, geralmente, apresentam alta produção mesmo nas parcelas sem N, indicando que o solo tem bom estoque do nutriente sendo reciclado. O principal argumento para o sucesso desse manejo é que o N aplicado antecipadamente à cultura de cobertura pode ser imobilizado momentaneamente pela MO, em especial pelos resíduos com alta relação C/N, e se tornar disponível para a cultura do milho posteriormente, visto que os fatores que favorecem a mineralização do N retido na fração orgânica – alta temperatura e umidade – são os mesmos que promovem o crescimento do milho.

Este procedimento, no entanto, tem seus riscos. Vários relatos na literatura mostram que, em anos com precipitação pluvial alta no início do ciclo do milho, a antecipação do N pode trazer reduções de rendimento (Basso & Ceretta; 2000; Pöttker & Wiethölter, 2000; Bertolini et al., 2001; Cantarella et al., 2003a). A antecipação da aplicação do N pode ser também uma prática pouco segura em solos arenosos, mais sujeitos a perdas por lixiviação. Além disso, parece arriscado contar com imobilização do N na fração

VIII – FÓSFORO

Roberto Ferreira Novais[1/], T. Jot Smyth[2/]
& Flancer Novais Nunes[1/]

[1/] Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa – UFV. Av. PH Rolfs, s/n, CEP 36570-000 Viçosa (MG).
rfnovais@ufv.br; flancernovais@yahoo.com.br

[2/] College of Agriculture and Life Sciences Campus Box 76 - Depart of Soil Science 27695-7619 - Raileigh, North Carolina - USA.
jot_smyth@ncsu.edu

Conteúdo

INTRODUÇÃO 472
FORMAS DE FÓSFORO NA RELAÇÃO SOLO-PLANTA 475
FATORES INTENSIDADE, QUANTIDADE E CAPACIDADE 478
Fator Intensidade 479
Fator Quantidade 480
Fósforo Isotopicamente Trocável 480
Valor E 481
Valor L 482
Fator Capacidade 482
ADSORÇÃO DE FÓSFORO NO SOLO 485
Adsorção 486
Adsorção por Oxidróxidos de Ferro e de Alumíno 486
Adsorção por Aluminossilicatos 488
Adsorção por Matéria Orgânica 488
Precipitação de Fósforo nos Solos 489
Isotermas de Adsorção 491
Isoterma de Langmuir 492
Isoterma de Freundlich 493
Ajuste de Isotermas de Adsorção 493
Cinética de Adsorção de Fósforo no Solo 496
TRANSFORMAÇÃO DE FÓSFORO LÁBIL EM NÃO-LÁBIL 497
Formação do Fósforo Não-Lábil 498
Reversibilidade do Fósforo Não-Lábil 500

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

FONTES MINERAIS DE FÓSFORO 502
Fosfatos Naturais 502
Condições Favoráveis à Solubilização de Fosfatos Naturais 503
Acidez 503
Dreno-Solo 505
Dreno-Planta 506
Tempo de Contato 509
Solubilização de Fosfatos Naturais e Disponibilidade de Fósforo para as Plantas 512
Resultados Experimentais com Fosfatos Naturais em Nossas Condições 515
Fontes Industrializadas de Maior Solubilidade 518
Superfosfato Simples 518
Superfosfato Triplo 518
Fosfato Monoamônico (NH4H2PO4) 518
Fosfato Diamônico [(NH4)2HPO4] 518
Termofosfato 518
Bio-Super 519
Considerações Finais 519
FÓSFORO ORGÂNICO NO SOLO 521
Fósforo Orgânico em Solos Tropicais 521
Formas de Fósforo Orgânico 522
Fosfatases 522
Biomassa de Microrganismos 523
O Fósforo Orgânico e a Eutroficação de Águas 524
EXTRATORES 526
Formas Inorgânicas de Fósforo (Fracionamento de Chang & Jackson) 529
Extrator do "P-Disponível" Sensível, também, ao P-Ca 534
Convergência de Idéias sobre os Extratores do "P-Disponível" 535
LITERATURA CITADA 537

INTRODUÇÃO

O conceito de relação fonte-dreno, largamente utilizado em Fisiologia Vegetal, trouxe a compreensão da existência de compartimentos que atuam como fonte de carboidrato (as folhas, por exemplo) para outros compartimentos que o acumulam (raízes, frutos em crescimento, etc.), de forma preferencial.

A planta, como dreno, tem o solo como sua fonte principal de nutrientes minerais. No caso freqüente da deficiência de nutrientes, a produtividade de uma planta é viabilizada pela fertilização do solo, isto é, pelo aumento da fonte de nutrientes para satisfazer o dreno-planta. Há, portanto, na manutenção da produtividade de uma cultura (de seu dreno), necessidade de manutenção do suprimento (de sua fonte) de nutrientes em quantidades adequadas para a planta. Assim, pode-se utilizar, também em Fertilidade do Solo, a relação fonte-dreno entre os compartimentos solo e planta.

O solo poderá ser naturalmente fonte de nutrientes, fértil, ou tornar-se fonte, com maior ou menor restrição (tamponamento) a essa mudança, por meio da adição de fertilizantes.

O solo poderá ser fonte de P quando ainda apresentar características nutricionais (reservas) favoráveis à planta, mesmo que insatisfatórias. O que se adiciona como fertilizantes irá somar-se, sem maiores restrições, às reservas já existentes no solo. No caso do solo-dreno, haverá competição entre a planta (dreno) e o solo pelo P adicionado como fertilizante. Solo e planta, como drenos, estarão competindo entre si pelo fertilizante aplicado, e, em muitos dos casos, o dreno-solo é maior que o dreno-planta.

Com o aumento do grau de intemperismo, há uma mudança gradual de características de um solo, no sentido de torná-lo menos eletronegativo e, como conseqüência, mais eletropositivo (Quadro 1), com mudanças, direta ou indiretamente, ligadas a esse perfil de carga. Sua capacidade de troca catiônica ($CTC_{efetiva}$) cai, a adsorção aniônica aumenta, diminui a saturação por bases, enquanto aumenta, gradualmente, a retenção de ânions, como o fosfato, o sulfato, o molibdato, etc.

Com o intemperismo, os solos passam gradualmente de fonte para dreno de P (Figura 1). Em condições extremas de intemperismo, como acontece em alguns Latossolos de cerrado, o solo é um forte dreno de P. Para torná-lo fonte, são necessárias grandes quantidades de fertilizante fosfatado. Solos como esses podem adsorver mais de 2 mg cm^{-3} de P (Ker, 1995), valor que equivale a 4.000 kg ha^{-1} de P (9.200 kg ha^{-1} de P_2O_5), incorporado de 0-20 cm de profundidade. Enquanto plantas de cultivo anual, como a soja, imobilizam em toda a sua biomassa aproximadamente 20 kg ha^{-1} de P, o solo pode imobilizar ou fixar 200 vezes mais em formas "não-trocáveis", adequadamente denominadas não-lábeis. Como, nesses solos, o já elevado intemperismo continua, o caráter-dreno-P deverá também continuar aumentando, com o tempo.

Se se pensar numa floresta tropical, com 54,5 kg ha^{-1} de P imobilizados em sua biomassa, com valores de ciclagem da ordem de 17 kg ha^{-1} ano^{-1}, via serapilheira e transprecipitação (Clevelario Jr., 1996), sobre um solo com poder de fixar 4.000 kg ha^{-1} de P, torna-se difícil explicar como esse equilíbrio se mantém. A floresta, dreno pequeno,

Quadro 1. Características químicas e físicas de um Latossolo muito intemperizado e um Entisol pouco intemperizado, da região amazônica

Profundidade	Argila	Silte	pH (H_2O)	Ca^{2+}	$CTC_{efetiva}$	Carga	
						Negativa	Positiva
cm	— g kg^{-1} —			——— $cmol_c$ kg^{-1} ———			
			Latossolo				
15-30	820	90	4,5	0,60	2,24	0,77	1,55
30-45	840	80	4,5	0,38	1,65	0,82	1,82
45-60	920	10	4,4	0,34	1,56	0,43	2,12
			Entisol				
15-30	180	600	6,1	7,56	9,36	11,24	0,25
30-45	160	560	6,0	7,74	9,81	12,59	0,24
45-60	130	530	5,8	7,36	9,35	11,54	0,28

Fonte: Melgar et al. (1992).

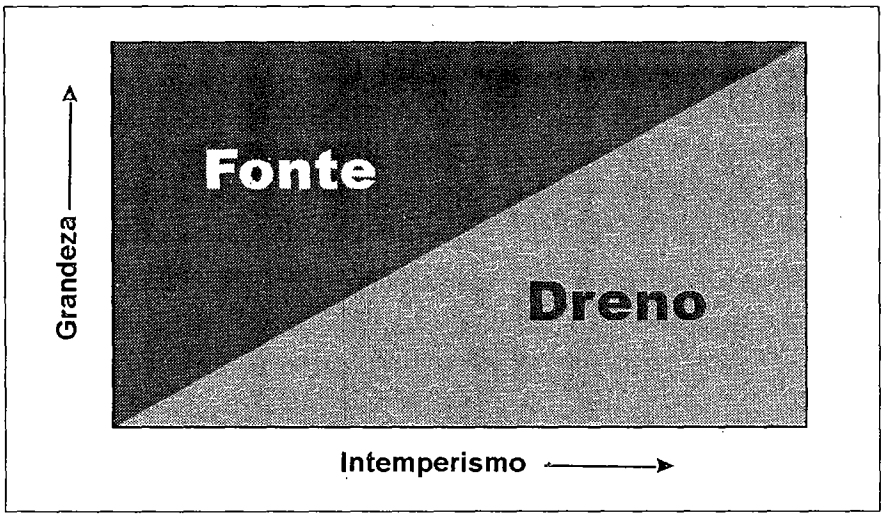


Figura 1. Relação fonte-dreno de fósforo em solos em diferentes estádios de intemperismo.

contrasta com o solo, dreno muito grande (73,4 vezes maior que o primeiro). O que se esperaria é uma perda gradual de P da biomassa para o solo. Não deve haver, na verdade, equilíbrio entre planta, ou entre o P ciclado e os componentes minerais do solo. Se esse equilíbrio ocorresse, o solo não permitiria a manutenção do P na biomassa, em quantidades necessárias à floresta, na grandeza atual. Assim, esse solo não é apenas um meio físico de sustentação da floresta, mas também um "buraco-negro" para o P que entrar em contato com sua fase mineral. O que se pode conjecturar é que praticamente não deve haver contato do P ciclado com a fase mineral desses solos. A planta absorveria diretamente do que mineralizasse do substrato orgânico ("litter") ou da fase orgânica sem dar chances ao substrato mineral do solo de se envolver nesse equilíbrio. Tudo isto leva à forte argumentação contra a queima de resíduos da exploração agrícola. Praticar a queima ou o manejo intensivo do solo, acelerando a mineralização da manta orgânica (uma fonte de P de liberação lenta) em solos mais intemperizados e, particularmente, nos mais argilosos, seria favorecer o grande dreno-P do solo. Portanto, quando o solo ainda é fonte, o que ocorre em condições de menor intemperismo, a queima será menos danosa.

A fração argila, sua qualidade em particular, é a principal característica que define o solo como fonte ou como dreno de P. Num solo muito intemperizado, dada sua mineralogia, o aumento de seu teor de argila fará com que haja aumento preferencial de seu caráter-dreno, enquanto num pouco intemperizado haverá, como conseqüência, aumento preferencial de seu caráter fonte. Há, também no solo menos intemperizado, aumento do caráter-dreno (adsorção ou fixação do P) com o aumento do teor de argila, embora de maneira muito menos expressiva que do caráter fonte. Com o aumento do teor de argila dos solos mais intemperizados, pouco se ganha como fonte e perde-se muito como dreno. Isso justifica, como será visto mais tarde, por que os solos de cerrado, pobres em P e de textura média (de 150 a 350 g kg^{-1} de argila) ou mesmo os mais arenosos, têm-se mostrado mais produtivos com culturas anuais do que os argilosos. Dá-se o contrário com os solos menos intemperizados de regiões temperadas, onde as maiores produtividades são conseguidas nos solos mais argilosos.

Como se observou, o aumento de cargas positivas nos solos mais intemperizados e argilosos é a causa básica do caráter-dreno-P do solo. A situação oposta, ou seja, aumento de cargas negativas em solos menos intemperizados e argilosos, com o conseqüente aumento da adsorção de cátions (> $CTC_{efetiva}$), como K^+, Ca^{2+} e Mg^{2+}, deveria fazer com que esses solos se comportassem como dreno, com relação a esses nutrientes. Todavia, isso não acontece, dada a manutenção do caráter trocável quando esses cátions são adsorvidos pelo solo, por causa da atração eletrostática envolvida. A ligação covalente (troca de ligantes) do P com o solo (Parfitt, 1978), dada sua grande estabilidade, faz com que não haja analogia entre P e esses cátions nas duas situações de intemperismo, maior ou menor. Portanto, quando se diz que a grandeza do dreno para K, por exemplo, aumenta com o intemperismo (Figura 1), isso significa que haverá maiores perdas de K por lixiviação com o decréscimo da $CTC_{efetiva}$ do solo. Tanto para o P como para o K há perdas (o sistema aumenta seu caráter-dreno do P) com o intemperismo do solo: para o P, pela fixação com limitada reversibilidade, e, para o K, pela lixiviação, facilitada por sua baixa energia de adsorção.

O maior objetivo deste capítulo é sumariar as informações disponíveis sobre P na relação solo-planta, com ênfase nas condições tropicais, procurando, sempre que possível, compará-las com as disponíveis para as condições temperadas.

FORMAS DE FÓSFORO NA RELAÇÃO SOLO-PLANTA

Apresenta-se um esquema geral de P na relação solo-planta (Figura 2), sumariando as principais características de seus componentes e de suas interrelações, para dar uma visão geral do que será tratado sobre este nutriente neste texto.

Inicia-se a interpretação do esquema, apresentando-o a partir de Fonte Mineral, provavelmente o compartimento com mais significado prático, ou seja, o repositório de fertilizantes aplicados no solo. Podem ser utilizadas diferentes fontes minerais de P as quais se caracterizam por apresentar maior ou menor reatividade[1] (Solubilização). Alguns fosfatos naturais, como as apatitas brasileiras, podem apresentar reatividade muito pequena, em muitos casos insuficiente para manter uma concentração mínima de P, na solução do solo (P-Solução) e junto à raiz, satisfatória para a necessidade da planta (Influxo). Em outros casos, a solubilidade de uma fonte de P é tão alta que a concentração de P em solução (P-Solução) atinge valores indesejavelmente elevados, mesmo que por curto espaço de tempo. Pode-se, assim, antecipar o conceito de que falta ou excesso de solubilidade podem ser igualmente indesejáveis, particularmente para os solos tropicais em geral, como será compreendido mais adiante.

---

[1] Veja o conceito de reatividade de fontes de P em "Fontes Minerais de Fósforo".

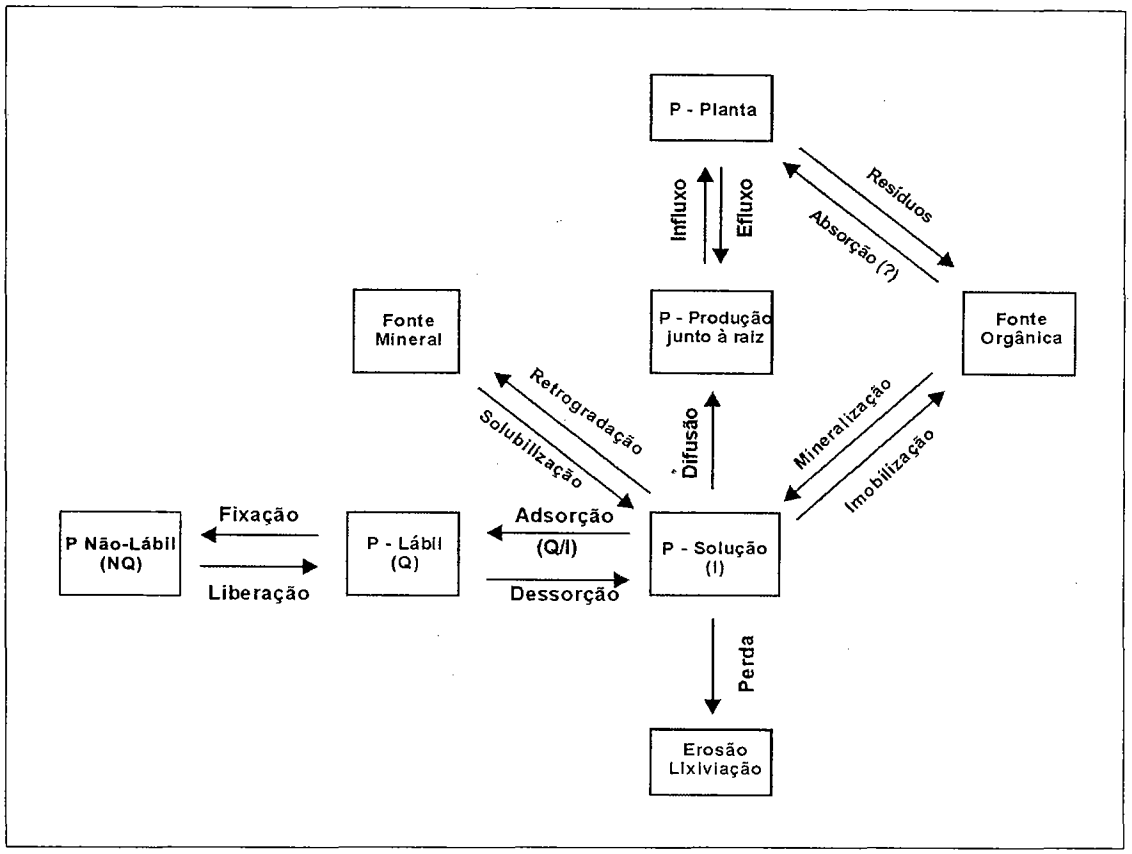


Figura 2. Formas de fósforo no sistema solo-planta; interdependências e equilíbrios.

A seta que indica a direção de P-Solução para Fonte Mineral, denominada Retrogradação, indica que, em algumas condições de solo, o P-Solução poderá migrar para alguma forma de baixa reatividade que constitui as Fontes Minerais. Em condições de elevado pH de solo, o P em solução poderá ser precipitado em formas de baixa solubilidade, causando decréscimo no tamanho do compartimento P-Solução e aumento no compartimento Fonte Mineral. Algo inverso à prática de suprir P à planta estaria acontecendo.

Outra maneira de alterar a concentração de P na solução do solo é o uso de Fontes Orgânicas. À semelhança do que ocorre com as Fontes Minerais, as Fontes Orgânicas poderão ser fonte (aumentar) ou ser dreno (diminuir) o P-Solução. Com a Mineralização de Resíduos de cultivos, ou mesmo da matéria orgânica humificada do solo, o P liberado da biomassa contribuirá para o maior conteúdo de P-Solução. Por outro lado, poderá haver imobilização temporária do P da solução do solo pela sua incorporação à biomassa microbiana, aumentada pela adição de uma fonte de C, como Resíduos de cultivos, com limitado conteúdo de P para atender ao crescimento da população de microrganismos. Portanto, para a mineralização desses resíduos, há necessidade de imobilizar P da solução do solo por um tempo correspondente ao decréscimo da fonte de C, reduzindo a relação C/P do resíduo a valores semelhantes ao da biomassa microbiana. Com isso, o P-Solução volta a aumentar, com o predomínio da Mineralização sobre a Imobilização.

O P-Solução, temporariamente aumentado pelas fontes minerais (fertilizantes químicos) ou orgânicas (resíduos orgânicos ou matéria orgânica do solo - MOS), ocasionará um desequilíbrio, em relação ao P-lábil anterior, aumentando a Adsorção, o que significa aumento deste compartimento, ou, por outro lado, aumentando a Difusão, isto é, o transporte de P em direção à raiz da planta. Ambos, Adsorção e Difusão de P, serão maiores com o aumento do P-Solução. No entanto, a Adsorção é um mecanismo bem mais rápido de depleção do P-Solução do que a Difusão, particularmente nos solos com o caráter-dreno maior do que o caráter-fonte. Por outro lado, quando o P-Solução vai sendo exaurido pela absorção (ou pela Retrogradação, pela Imobilização ou pelas perdas), o estoque de "P-trocável" (P-Lábil) irá recompor o P-Solução, pelo menos parcialmente, num novo equilíbrio para um sistema-solo menos rico em P do que o anterior. Logo, o P-Lábil, que, ao longo do texto, será denominado também *"fator-quantidade"* (Q), indica o tamanho do estoque de P (como uma caderneta de poupança) que irá repor retiradas do P-Solução (dinheiro *cash*, prontamente utilizável). O aumento do P-Solução, que, ao longo do texto, terá o mesmo significado de *"fator intensidade"* (I), implica aumento do P-Lábil, e vice-versa, do mesmo modo que ganho de dinheiro implica possibilidade de aumento de poupança, e vice-versa. Todavia, os solos diferem quanto à sensibilidade do P-Lábil a alterações do P-Solução, como há diferenças entre pessoas em resistir mais ou menos a recorrer à poupança quando se gasta ou se ganha mais dinheiro. Essa resistência do solo a mudar o P-Lábil, como conseqüência de mudanças no P-Solução, ou vice-versa, é denominada *Fator Capacidade de P do Solo* (FCP) ou *Poder Tampão de P do Solo.* Solos com maior FCP, como os mais intemperizados e argilosos (solos-drenos), mantêm mais constante o valor de P-Solução (I) quando submetidos à adição ou à retirada de P. A relação Q/I de um solo é a medida do FCP. Para o mesmo grupo de solos (semelhante qualidade de argila), todos com a mesma concentração de P em solução, os mais argilosos terão valores maiores de Q do que os dos de texturas médias e estes mais que os arenosos. Por analogia, poder-se-ia dizer que entre pessoas com o mesmo salário aquelas com mais dinheiro na poupança teriam maior *fator capacidade-dinheiro* (ou seriam mais avarentos?), portanto com meios para manter o dinheiro disponível (*cash*) mais constante. Solos com alta relação Q/I deverão, para o mesmo valor de Q, manter menores valores de I, embora mais constantes (tamponados) que nos solos com menores relações Q/I.

Pelo visto até agora, o P-Lábil e sua relação com P-solução proporciona um mecanismo ao solo que tampona o sistema, que o regula, procurando controlar tanto excessos como carências, dentro de limites próprios a cada solo. Assim, o P, escasso na maioria de nossos solos, apresenta mecanismos de conservação bastante efetivos, embasados na fixação (transformação de P-Lábil em P não-Lábil). Essa característica do P torna-se mais intrigante quando se considera que, nos sistemas em que sua presença torna-se mais escassa, como em solos tropicais mais intemperizados (solos-drenos), os mecanismos de sua manutenção no sistema tornam-se também mais rígidos: a fixação é maior, a passagem para a forma não-lábil é mais rápida, consumindo grande percentual do que é aplicado em formas solúveis.

Como comentado, particularmente em solos considerados dreno-P, a Absorção de P diretamente do "litter" em florestas tropicais, sem o acesso da fase mineral desses solos a essa fonte de P (anulando a fixação), é uma aparente solução para o problema de manutenção do conteúdo de P nas árvores.

Para que o compartimento P-Planta seja alcançado, o P deverá ser absorvido em determinada taxa (Influxo) bem maior que a relativa a perdas (Efluxo) do P já absorvido. O efluxo pode ocorrer em níveis mais elevados quando a concentração de P em uma planta é bastante alta, o que não é o caso na maioria dos solos deficientes em P, encontrados em condições tropicais.

O P-Solução pode ser submetido a perdas por Erosão, por meio de perdas de camadas superficiais do solo, mais ricas em P ou por Lixiviação, possível em solos mais arenosos, quando a quantidade de P proveniente de uma fonte qualquer se aproxima do poder de Adsorção máxima de P do solo ou o ultrapassa (é mais facilmente lixiviado quando em formas orgânicas). Essas perdas poderão causar problemas relativos à eutroficação de águas.

FATORES INTENSIDADE, QUANTIDADE E CAPACIDADE

Há mais de sete décadas, foi desenvolvida uma pesquisa de excelente qualidade (Tidmore, 1930) sobre o assunto tratado neste subcapítulo. O autor verificou que a concentração de P em solução nutritiva necessária ao crescimento satisfatório de diferentes plantas era, sistematicamente, maior que a concentração de P na solução do solo. Em solução nutritiva, o crescimento máximo das plantas foi obtido com, pelo menos, 0,5 ppm PO_4[(2)]; um pequeno crescimento das plantas foi obtido com 0,05 ppm de PO_4. Por outro lado, solos onde não havia respostas a adição de fertilizante fosfatado apresentavam concentração de P em solução inferior a 0,02 ppm PO_4 ("traços"). O autor concluiu que *"a solução extraída não é a verdadeira solução do solo, e que a fase sólida tem uma função importante no suprimento de P às plantas"*. Essa concentração de 0,06 ppm PO_4 (aproximadamente, 0,02 ppm P) corresponde a 12 g de P em um hectare desse solo, com 30 % de água retida, para a camada de 0-20 cm. Admitindo que uma cultura anual absorva 20 kg ha^{-1} de P, o valor de 0,02 ppm P teria de ser renovado 1.667 vezes. Verifica-se que, de fato, a fase sólida terá de compatibilizar esses números, como concluiu Tidmore.

O P na solução do solo, ou P-solução, é denominado Fator Intensidade (I) (Figura 2). Como se viu pelo trabalho de Tidmore e por uma vasta literatura sobre o assunto, atualmente disponível, a planta não pode ter apenas no valor de I sua fonte de P. O ressuprimento ou "renovação" de I, à medida que o P é absorvido, é feito pelo Fator Quantidade (Q), muito maior que I. Há, portanto, um equilíbrio entre I e Q, de modo que qualquer alteração (retirada ou adição) em um deles implica alteração no outro. Essa interdependência de I e Q caracteriza o Fator Capacidade (FCP), quantitativamente definido pela relação Q/I. Com o aumento de I (adição de fertilizante, por exemplo), haverá um aumento de Q, mantendo-se a relação Q/I constante, o que a caracteriza como propriedade intrínseca de um solo (Novais, 1977; Ozanne, 1980).

---

(2) Unidade e forma de P como utilizadas pelo autor.

Em solos com maior adsorção de P, como os mais argilosos e, de modo particular, os mais intemperizados, a relação Q/I será maior que em solos com menor adsorção, como nos arenosos e, se argilosos, menos intemperizados. Portanto, para o mesmo valor de Q + I, um solo argiloso terá menos P em solução (I) e mais P-lábil (Q) que um solo arenoso. Por outro lado, para solos com o mesmo valor de I, a planta terá mais P à sua disposição naquele com maior Q (maior FCP). A recíproca é verdadeira: para valores iguais de Q, a planta será beneficiada no solo com maior I (menor FCP). A compreensão do significado de I, Q e Q/I é essencial ao entendimento do comportamento da planta em diferentes solos, dos extratores do "P-disponível", da "solubilidade" (reatividade) e do aproveitamento de fontes de P, do residual do P aplicado em cultivos anteriores, da recomendação de adubação, de possíveis perdas e conseqüentes problemas ambientais, etc. Neste subcapítulo procura-se dar esta compreensão e o suporte necessário ao entendimento de todo o texto sobre P.

Fator Intensidade

Embora o teor total de P dos solos se situe, de modo geral, entre 200 e 3.000 mg kg^{-1} de P, menos de 0,1 % desse total encontra-se na solução do solo. Em solos agrícolas, os valores de P em solução estão, com freqüência, entre 0,002 e 2 mg L^{-1} de P (Fardeau, 1996).

Nos primeiros trabalhos em que se tentou estabelecer a relação entre a concentração de P na solução do solo (I) e o crescimento de plantas, Beckwith (1965) estabeleceu 0,2 mg L^{-1} de P como a concentração necessária ao máximo crescimento de plantas. Resultados semelhantes foram obtidos por Fox & Kamprath (1970).

Yost et al. (1979), trabalhando com Latossolos de cerrado, onde pesadas adubações de P foram aplicadas em experimentos com milho, encontraram, em amostras dos solos de parcelas em que a produção de milho foi de 8.000 a 9.000 kg ha^{-1}, valores de P em solução inferiores a 0,05 mg L^{-1}. Smyth & Sanchez (1980b) encontraram a concentração de 0,01 a 0,03 mg L^{-1} de P na solução do solo, considerada ótima para o crescimento de arroz, em um Latossolo Vermelho-Escuro de cerrado com 454 g kg^{-1} de argila. Essas informações, contrárias ao nível crítico de 0,2 mg L^{-1}, revelam a necessidade de conhecer mais um fator, quantidade ou capacidade, como sugerido por Rajan (1973), para se compreender a resposta de plantas à disponibilidade de P no solo. Assim, a concentração de 0,2 mg L^{-1} de P, tida como nível crítico para solos com baixo fator capacidade (FCP), como os arenosos, mesmo em condições de maior intemperismo, pode ser reduzida a valores inferiores a 0,05 mg L^{-1} em solos com grande FCP. Nesse caso, apesar do baixo valor de I, sua reposição pelo fator quantidade (Q) é bastante intensa após a absorção de P pela planta.

Fixen & Grove (1990) verificaram que o coeficiente de correlação (r) entre P na solução do solo e respostas de plantas, em diversos trabalhos, variou de 0,03 a 0,99. Essa grande variação no valor de r indica a dificuldade de ter apenas I como índice de disponibilidade de P para plantas. Os maiores valores de r encontrados por esses autores provavelmente estão relacionados com a utilização de apenas um solo, com valores de I distintos (adição de diferentes doses de P), ou de solos com valores de FCP (Q/I) semelhantes.

Verifica-se, portanto, que a indicação de concentrações críticas de P na solução, para diferentes culturas, sem indicar a grandeza do FCP para cada solo, não permite a extrapolação desses valores para outros solos. Assim, mesmo não havendo correlação significativa entre crescimento de planta ou quantidade de P absorvido pela planta e o valor do fator intensidade (I), considerando a contribuição diferencial entre solos com diferentes valores de FCP (Q/I), quantitativamente a resposta da planta é muito mais dependente de Q do que de I, dada a expressiva diferença de grandezas entre ambos[3].

Fator Quantidade

O fator quantidade envolve, para fins práticos, a soma da concentração do elemento, teoricamente considerado fator quantidade (Q) mais sua concentração em solução (I). A separação das duas formas, para obtenção do valor de Q, não se justifica, uma vez que a concentração do P em solução é, de modo geral, extremamente menor que a de Q, não alterando, para a exatidão da determinação, o valor de Q obtido. Alguns métodos têm sido utilizados para determinar o fator quantidade de P do solo. Eles são descritos a seguir.

Fósforo Isotopicamente Trocável

Embora o teor de P do solo, obtido pelos extratores do "disponível", como Mehlich-1 ou Resina de Troca Aniônica, seja considerado medida do P-lábil, teoricamente, a medida recomendada é a determinação do P isotopicamente trocável.

Essa determinação fundamenta-se na técnica da diluição isotópica. Pela diluição isotópica, determina-se a quantidade ou a concentração de um elemento ou composto não marcado por meio da mistura com o elemento ou composto marcado. Quando se adiciona o isótopo radioativo ^{32}P a um solo, há uma troca entre ele e o ^{31}P adsorvido, na forma lábil:

$$^{31}P(Q) + {}^{32}P(I) \Leftrightarrow {}^{32}P(Q) + {}^{31}P(I)$$

Em condições de equilíbrio:

$$^{32}P(Q)/^{32}P(I) = {}^{31}P(Q)/^{31}P(I) \qquad (1)$$

Portanto:

$$^{31}P(Q) = [^{32}P(Q)\,{}^{31}P(I)]/^{32}P(I)$$

---

[3] Esta situação é semelhante àquela representada pelos componentes da acidez do solo: a acidez ativa expressa pelo pH (I) em equilíbrio com acidez potencial (H + Al), como uma medida de Q. Um solo com pH 4,0 e com 30 % de água terá 600.000 L ha^{-1} retidos de 0-20 cm de profundidade. Para a correção de toda sua atividade de H^+ (10^{-4} mol L^{-1} x 600.000 L ha^{-1} = 60 mol ha^{-1} = 60 g ha^{-1} de H^+), serão necessários apenas 3 kg ha^{-1} de $CaCO_3$ (60 mol_c ha^{-1} de $CaCO_3$). Como se sabe, a correção da acidez de um solo com pH 4,0 (não é de toda a acidez, mas, apenas, para reduzi-la, talvez, a pH 6,0) irá depender da aplicação de algumas toneladas de $CaCO_3$ por hectare (variável com o poder tampão do solo ou sua relação Q/I - acidez potencial/acidez ativa), quantidade definida, essencialmente, pela acidez potencial, e não pela ativa.

Uma maneira prática de ilustrar o processo de diluição isotópica é a seguinte. Uma caixa (um único compartimento) contém certo número de bolas pretas. Esse número deve ser estimado sem que todas as bolas sejam retiradas da caixa e individualmente contadas (utilizando um procedimento não-destrutivo). Recurso para estimar esse número de bolas pretas é adicionar um número conhecido de bolas brancas e misturar as bolas na caixa, para ter uma mistura homogênea. Retira-se, então, uma amostra de bolas da caixa e pela relação entre o número de bolas pretas e brancas na amostra pode-se estimar o número total de bolas pretas na caixa. Se não houvesse nenhuma bola preta na caixa, todas as bolas na amostra seriam brancas. À medida que o número de bolas pretas na caixa aumenta, aparecerão, proporcionalmente, mais bolas pretas na amostra e, conseqüentemente, menos bolas brancas. Há "diluição" no número de bolas brancas pela presença de bolas pretas. Colocando números no problema, tem-se: número de bolas brancas adicionadas à caixa = 50. Na amostragem, 30 bolas foram retiradas, cinco eram brancas e 25 pretas. Se a amostra for realmente representativa do existente na caixa (uma mistura homogênea), haverá na caixa cinco bolas pretas para cada bola branca (25 para 5). Como foram adicionadas 50 bolas brancas, estima-se que haja 250 bolas pretas na caixa.

Ao utilizar um elemento marcado (radioativo) para determinar a quantidade do elemento estável, obtém-se, no elemento marcado, as bolas brancas (conhecido) e, no elemento estável, as bolas pretas (a ser determinado). A quantidade total do elemento existente na amostra, soma dos isótopos estável e instável (número de bolas pretas e brancas na amostra), é determinada pela química quantitativa usual. A identificação do número de bolas de cada cor é feita, entre os dois isótopos, pela emissão de radioatividade pelo isótopo instável (bolas brancas). Assim é que a atividade específica[4] adicionada ao solo será reduzida ou "diluída" (diluição isotópica) pela presença do isótopo estável no solo.

Há, aproximadamente, 50 anos, foram estabelecidos os primeiros métodos de determinação do P-lábil do solo, pela diluição isotópica do ^{32}P adicionado, isótopo instável[5] do ^{31}P existente no solo e que se pretende determinar. Foram estabelecidos os valores E de "Exchangeable" (McAuliffe et al., 1948) e L de Larsen (Larsen, 1952) ou, também, de "Labile" (lábil), segundo Fardeau et al. (1996).

Valor E

O uso de reagentes químicos como extratores de nutrientes "disponíveis" do solo provoca, normalmente, alterações químicas intensas nesse solo. Há trabalhos que mostram que plantas absorvem mais P dos solos após a extração do "P-disponível" pelo ácido acético ou ácido sulfúrico diluídos do que antes da extração. Há, portanto, profunda modificação nas características do solo causada pelos extratores. A procura de um método não-destrutivo para a avaliação da disponibilidade de nutriente do solo levou pesquisadores a utilizar métodos de troca, como a Resina de Troca Aniônica ou a diluição isotópica.

---

[4] Atividade específica = ^{32}P/quantidade de P na amostra analisada.

[5] A meia-vida ($t_{1/2}$) do ^{32}P é de 14,3 dias. Assim, a cada período de tempo de 14,3 dias, há uma redução da metade da radioatividade anterior ("decaída radioativa").

Na determinação do valor E de P, adiciona-se uma solução que contenha ^{32}P a uma amostra de solo e agita-se a suspensão para que se estabeleça equilíbrio no sistema. Parte do ^{32}P adicionado irá deslocar para a solução parte do ^{31}P inicialmente adsorvido (lábil ou Q). Pela análise química, sabe-se a quantidade de P total ("número de bolas na amostra"), enquanto a radioatividade emitida pelo ^{32}P permite quantificar sua concentração na solução ("bolas brancas"). A diluição da concentração (radioatividade) inicial de ^{32}P na solução permite estimar a concentração de ^{31}P "trocável" ou lábil (Q) existente, originalmente, na amostra de solo ("bolas pretas").

Valor L

Segundo Larsen (1952), o valor L pode ser considerado valor E quando a planta é utilizada na amostragem da solução do solo, após equilíbrio entre o ^{32}P adicionado e o ^{31}P-lábil do solo. O procedimento envolve uma mistura uniforme da fonte do ^{32}P com o volume de solo em que as plantas serão cultivadas. A planta irá absorver o P da solução, ou seja, o ^{32}P "diluído" e o ^{31}P trocado (lábil). A análise da planta permite quantificar o P total absorvido ("amostra de bolas") e, pela radioatividade emitida, quantifica-se o ^{32}P absorvido ("bolas brancas"). A quantificação do ^{31}P originalmente presente no solo ("bolas pretas") torna-se fácil pela diluição da concentração do ^{32}P ocorrida e "amostrada" pela planta.

Fator Capacidade

O fator capacidade de P (FCP) pode ser entendido como a resistência do solo a mudanças no fator intensidade (I) quando se põe ou se retira P do solo (Q). O FCP (Q/I) é definido pelo equilíbrio ou "ligação" entre variação de quantidade e variação de intensidade. Esquematicamente, esses três fatores podem ser representados por um sistema de vasos comunicantes (Figura 3).

A caixa maior, que comporta Q ou P-lábil, representa a capacidade máxima de adsorção de P do solo (CMAP). Essa "caixa" é, para dadas condições de solo, uma

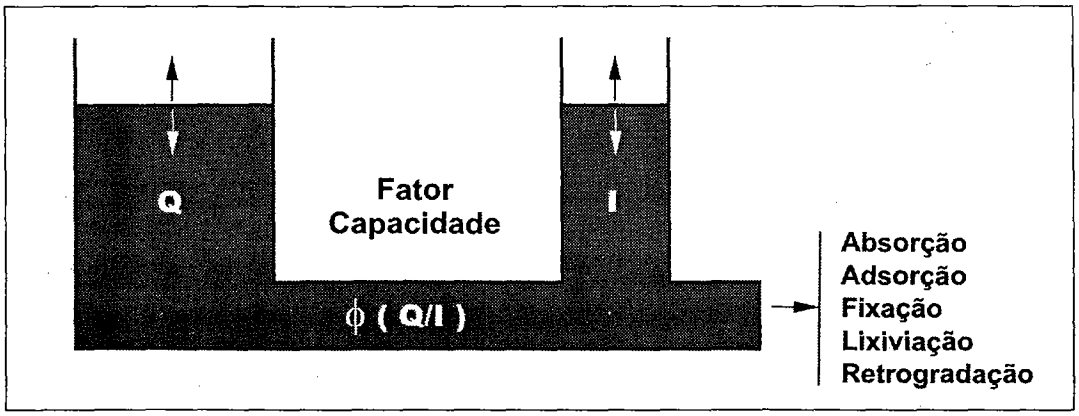


Figura 3. Representação esquemática dos fatores quantidade (Q), intensidade (I) e capacidade (Q/I) (ϕ representa o diâmetro da tubulação entre os dois compartimentos – Q e I).

constante. Latossolo argiloso, por exemplo, apresenta maior CMAP do que Areia Quartzosa. O tamanho da caixa maior não diz a quantidade de Q, mas, sim, a quantidade máxima de Q que ela pode comportar. Portanto, a quantidade de P na caixa "Q" representa o fator quantidade de P do solo. Este pode ser aumentado por fertilização ou diminuído pela absorção pelas plantas, por fixação em formas não-lábeis ou mesmo por lixiviação em condições especiais. A pequena caixa à direita (I), bem menor que a primeira (Q), tem, no seu conteúdo, o fator intensidade. A relação entre os tamanhos das duas caixas é bem grande, uma vez que, em Latossolos, por exemplo, são freqüentes valores de CMAP superiores a 1,0 mg g^{-1} de P no solo (Andrade et al., 2002; Rolim Neto et al., 2004), enquanto o valor de intensidade fica em torno de 0,05 mg L^{-1} de P (Yost et al., 1979). Essa relação entre os valores máximos de Q (igual a CMAP) e de I, neste exemplo (1.000 mg kg^{-1} P/ 0,05 mg L^{-1} P), é de 20.000. Para um solo arenoso, comparado a um argiloso, ambos pertencentes a um mesmo grande grupo, a relação entre os tamanhos das duas caixas diminui consideravelmente, não só pelo menor tamanho da "caixa" de Q, mas também pelo aumento da "caixa" de I. Para o mesmo valor de Q, deve-se, portanto, encontrar valores de I bem maiores nos solos arenosos. Como mostra o esquema (Figura 3), as duas caixas encontram-se no mesmo nível, e, dessa maneira, I será igual a zero quando Q for, também, zero.

O diâmetro do tubo que liga as duas caixas representa o fator capacidade. Um diâmetro maior condicionará a manutenção do nível de I mais próximo do nível de equilíbrio quando P é adicionado ao solo ou dele removido (mudança rápida de Q). Menor diâmetro desse tubo (menor FCP) pode não manter o nível de I em equilíbrio com o nível de Q, em condições de absorção intensa de P, por exemplo. Em condições de solos com pequena CMAP (solos arenosos, por exemplo), é preciso maior valor de I (concentração ótima) para atender à demanda da planta e compensar a menor vazão entre Q e I. Como conseqüência prática, há necessidade de 0,2 mg L^{-1} de P na solução do solo (I), como concentração ótima, em solos arenosos, e de valores até mesmo menores do que 0,05 mg L^{-1}, em solos com grande CMAP (grande FCP), como discutido anteriormente.

O fator capacidade, ou "poder tampão", de P pode ser comparado às alterações da acidez pela aplicação de calcário em solos com diferentes valores de poder tampão da acidez (Figura 4). O Solo B é mais tamponado que o solo A, dado que seu valor de pH é menos alterado pela adição de calcário. A tangente β é menor que a tg α. Portanto, há uma relação inversa entre o poder tampão da acidez do solo e o valor da tangente ($\Delta pH/\Delta t$ ha^{-1} de calcário). Matematicamente, o poder tampão desses solos é definido pelo inverso das tangentes, ou:

$$1/(\text{tg ângulo}) = 1/(\Delta pH/\Delta t\ ha^{-1}\ \text{de calcário}) = (\Delta t\ ha^{-1}\ \text{de calcário})/\Delta pH^{(6)}$$

Para o fator capacidade de P, a situação é semelhante, quando se tem I (concentração de P na solução do solo) como variável de Q (doses de P aplicadas no solo) (Figura 5).

---

(6) Uma medida de quantidade (Q) sobre uma de intensidade (I).

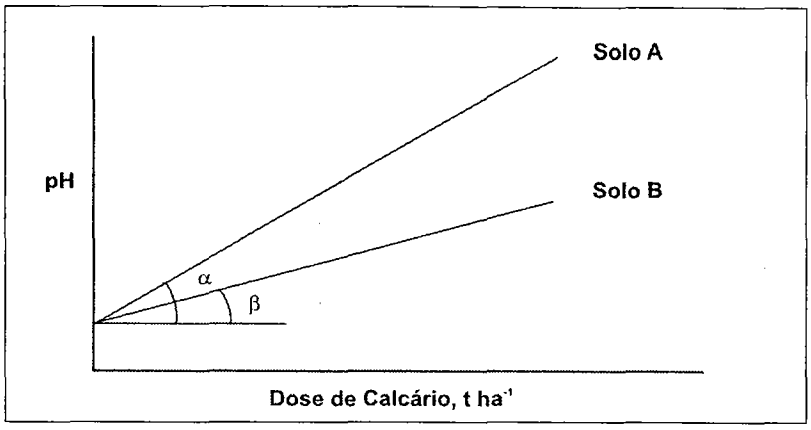


Figura 4. Alteração do pH de dois solos com diferentes valores de poder tampão da acidez, em resposta à adição de calcário, considerando relacionamento linear entre as duas variáveis.

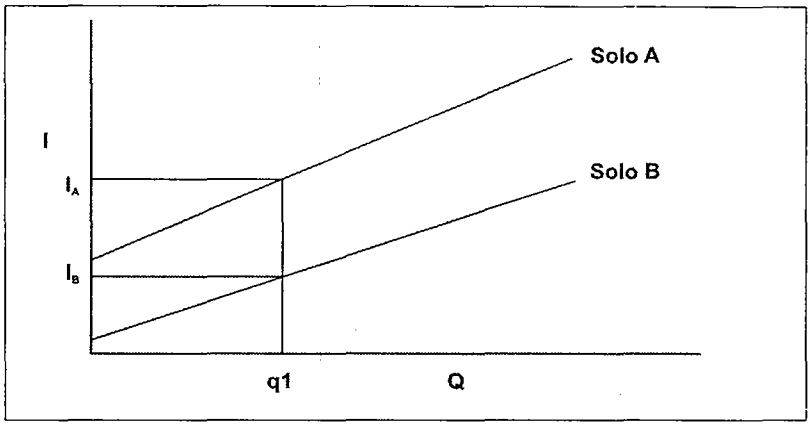


Figura 5. Alteração do fator intensidade de P (I), concentração de P em solução ou sua atividade em dois solos com diferentes valores do FCP, em resposta à aplicação de P (medida em termos de aumentos de Q), considerando relacionamento linear entre as duas variáveis.

No solo A, verifica-se que, com a adição de uma quantidade q_1 de P ao solo, o aumento do valor de I será maior (I_A) do que no solo B (I_B). Logo, o solo A é menos tamponado, ou tem menor FCP, que o solo B. Por outro lado, para cada unidade de Q extraída do solo, haverá maior decréscimo de I no solo A do que no B. O FCP é expresso pela relação inversa das declividades (tangentes) das retas dos ajustamentos entre I e Q:

$$FCP = 1/(\Delta I/\Delta Q) = \Delta Q/\Delta I \qquad (2)$$

Nas isotermas, avalia-se a quantidade de P adsorvido ao solo (Q), como conseqüência de concentrações crescentes de P em solução, colocadas em equilíbrio (I, ou C nas isotermas) com amostras do solo (Figura 6), em condições de temperatura constante, razão para denominação da isoterma.

Diversas medidas, ou índices, do FCP, definido pela relação Q/I (Eq.2), são obtidas a partir das isotermas de adsorção, por ser o FCP controlado pelos processos de adsorção/dessorção de P do solo (Holford, 1979; Bonfim et al., 2004).

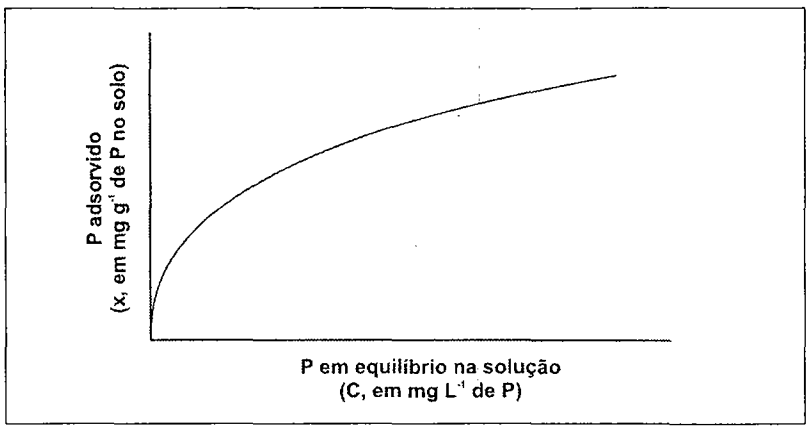


Figura 6. Isoterma de adsorção de P pelo solo, tendo quantidade de P adsorvido (x/m ou q) como variável da concentração de P em equilíbrio, na solução (C).

Para análises de rotina, agitar a amostra do solo com uma concentração de P apenas, dentre as diversas necessárias ao estabelecimento das isotermas, pode ser uma solução prática para a obtenção de um índice do FCP. Esse índice de adsorção de uma concentração única de P foi proposto por Bache & Williams (1971) e tem sido utilizado, com algumas alterações, com a denominação de P-Remanescente (PR), em pesquisas realizadas no País, com excelentes resultados (Muniz et al., 1985,1987; Novais et al., 1993; Andrade et al., 2002). O PR corresponde a concentração da solução de equilíbrio após agitação do solo, por uma hora, com uma concentração de 60 mg L^{-1} de P, numa solução de $CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1} adotada como padrão. Enquanto o índice de Bache & Williams (1971) (uma medida do P adsorvido) apresenta correlações positivas com outras medidas do FCP, o PR (uma medida do que não é adsorvido) apresenta correlação negativa com essas medidas.

Compreende-se, também, a menor ou nula importância que se tem dado a medidas de FCP em solos de regiões temperadas e naturalmente mais ricos em P[7] como critério de interpretação de resultados de análises do "P-disponível", contrariamente ao que acontece em nosso País. É importante enfatizar que se está caminhando nessa direção, com o cultivo de nossos solos mais intemperizados e argilosos, à medida que eles se aproximarem do caráter-fonte e se distanciarem do forte caráter-dreno atual.

ADSORÇÃO DE FÓSFORO NO SOLO

O fenômeno de retenção de P no solo é conhecido há quase um século e meio pelo trabalho de Tomas Way (1850), citado por Sample et al. (1980). Embora essa retenção seja um fenômeno favorável à utilização do P pelas plantas, o "envelhecimento" dessa retenção, com a formação de P não-lábil, torna-se problemático. A retenção do P adicionado ao solo, em formas lábeis ou não, ocorre tanto pela precipitação do P em

[7] O laboratório de análise e de interpretação de "P-disponível" (Mehlich-3) de North Carolina (Raleigh) - USA não utiliza medida do FCP para interpretar resultados obtidos.

solução com formas iônicas de Fe, Al e Ca, como, principalmente, de maneira mais significativa, pela sua adsorção pelos oxidróxidos de Fe e de Al, presentes, de modo geral, em maiores quantidades em solos tropicais mais intemperizados, de modo particular nos mais argilosos (Sanchez & Uehara, 1980; Sanyal & De Datta, 1991; Valladares et al., 2003; Rolim Neto et al., 2004).

Adsorção

Adsorção é um termo genérico que indica reações químicas e mesmo físicas que ocorrem em interfaces (superfícies de separação de duas fases). A superfície (óxidos, por exemplo) é chamada adsorvente. A substância (íons fosfato, no caso) é chamada adsorvato. A superfície é, muitas vezes, porosa, mostra imperfeições ou microporos, permitindo a difusão do adsorvato em seu interior, dando continuidade às reações. A esse fenômeno chama-se absorção (Sanyal & De Datta, 1991). É comum na literatura o termo sorção, mais genérico, que engloba os fenômenos de adsorção e absorção. O P inicialmente adsorvido à superfície de agregados de solo difunde-se, com o tempo, para seu interior (Nye & Staunton, 1994; Linquist et al., 1997). É um processo lento, que pode levar anos para atingir o equilíbrio, devendo ser, também, responsável pela diminuição da disponibilidade de P de um solo recém-fertilizado, com o aumento do tempo de contato do P com esse solo. Portanto, essa penetração difusiva de P no interior do adsorvente constitui uma dificuldade a mais para a escolha da terminologia adequada para o processo. Esse processo, segundo Barrow (1985), seria mais adequadamente denominado "sorção" e "retenção", sendo retenção a soma de adsorção e penetração (absorção). Por outro lado, Iyamuremye & Dick (1996) consideram que sorção pode incluir reações de adsorção e de precipitação. Esses autores definem perdas de P da solução do solo para a fase sólida por adsorção e por precipitação. Alguns trabalhos clássicos utilizam o termo adsorção generalizadamente (Parfitt, 1978), ou utilizam sorção e adsorção indistintamente (Sanyal & De Datta, 1991). Um complicador, que leva à utilização desse termo, são as isotemas de adsorção, que, apesar da denominação, medem o "desaparecimento" do P em solução, com o envolvimento provável de todos os processos discutidos.

Neste texto, tem-se utilizado o termo adsorção no sentido amplo. Embora consciente da inadequabilidade plena do termo, não se reconhece ser ele preciso quando esse "desaparecimento" não permite identificar o processo responsável por ele. Há um termo adicional para retenção de P no solo, fixação, utilizado, mais adequadamente, para identificar a formação de P não-lábil, não mais em equilíbrio com o P-solução (van der Zee et al., 1987; Hsu, 1989).

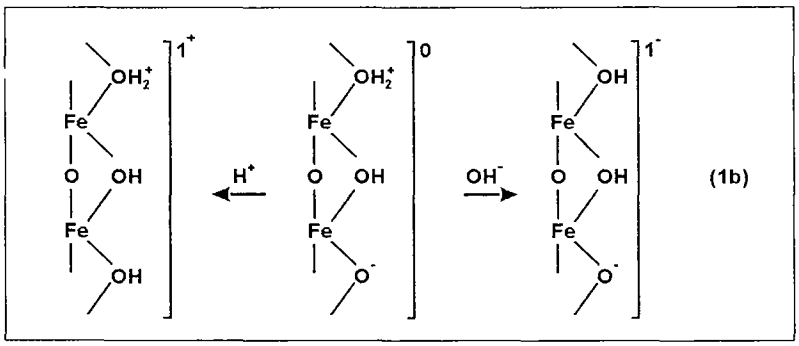
Este subcapítulo tem como objetivo enfatizar as isotermas de adsorção, seus fundamentos e características principais, como são obtidas e utilizadas na prática, bem como discutir o comportamento diferencial de constantes dessas isotermas, em relação a características de s

Adsorção por Oxidróxidos de Ferro e de Alumíno

Na fase inicial de rápida adsorção de P no solo, há uma atração eletrostática inicial, seguida pela adsorção por oxidróxidos, por meio de troca de ligantes (Goldberg & Sposito,

1985; Sanyal & De Datta, 1991; Laboski & Lamb, 2003). Nessa reação, denominada quimiossorção, há troca de ligantes, como OH^- e OH_2^+, da superfície dos óxidos, por fosfato da solução (Figuras 7 e 8). É uma ligação predominantemente covalente ("adsorção específica"), ao contrário do NO_3^- ou do Cl^-, adsorvidos por atração eletrostática ("adsorção não-específica") (Parfitt et al., 1975; Parfitt, 1978).

Com o aumento do pH, a carga superficial de partículas do solo torna-se cada vez mais negativa, aumentando a repulsão (menor adsorção) entre fosfato e superfície adsorvente e diminuindo o potencial eletrostático do plano de adsorção (Ψ_a) (Haynes, 1984; Barrow, 1985). Como conseqüência, a adsorção de P pelo solo deve ser máxima com baixos valores de pH. O aumento do pH de um solo, diminuindo a adsorção de P, não é tão direto e simples como indica a figura 7. A pequena e não-consistente alteração da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) de amostras de dois Latossolos, submetidas a diferentes níveis de pH, foi observada por Vasconcellos et al. (1974). Por outro lado, com o aumento do pH, diminui a presença da forma $H_2PO_4^-$, em relação à HPO_4^{2-} (Figura 9), esta (bivalente) preferencialmente adsorvida. Portanto, com o aumento do pH, aumenta a forma bivalente, que tende a contrabalançar o decréscimo do Ψ_a.



PCZ

Figura 7. Desenvolvimento de carga elétrica na interface de oxidróxido de Fe, ou de Al, variável de acordo com o pH do meio. À esquerda do ponto de carga zero (PCZ, ou pH que gera essa condição de carga), observa-se adsorção de prótons (cargas positivas), à direita, dessorção de prótons (cargas negativas). Fica claro que o PCZ refere-se à carga líquida, ou seja, cargas positivas iguais às negativas.

Fonte: Adaptado de Herbilon (1985).

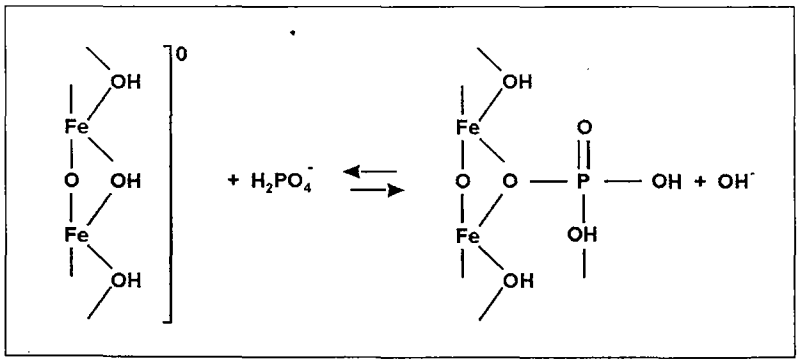


Figura 8. Adsorção do íon $H_2PO_4^-$ na superfície de oxidróxido de Fe, com cargas líquidas zero.

Fonte: Adaptado de Sanchez & Uehara (1980).

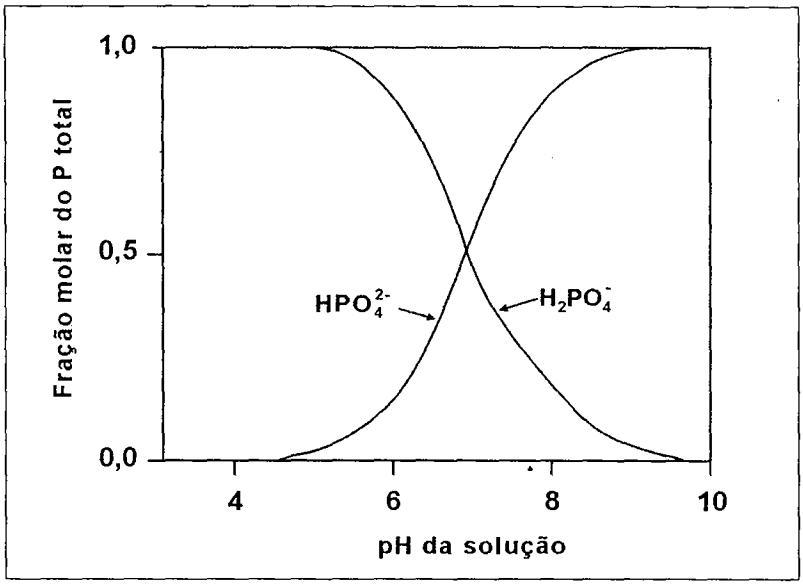


Figura 9. Formas iônicas de fosfato em solução como variável do pH.

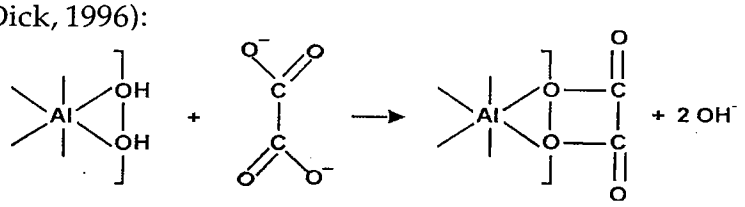
A ordem preferencial de adsorção de ânions pelo solo é, segundo Parfitt (1978), a seguinte: fosfato > arseniato > selenito = molibdato > sulfato = fluoreto > cloreto > nitrato. Menor adsorção de P em um Alfisol, em resposta à aplicação de fluoreto, foi observada por Camargo (1979). O efeito do fluoreto sobre a redução da adsorção de P pelo solo deve ser visto não apenas pela troca de ligantes com goethita ou gibbsita, à semelhança do que ocorre com P (Parfitt,1978), mas também pelo efeito complexante de F sobre Al, liberando P.

Adsorção por Aluminossilicatos

A presença de grupamentos OH e, ou, OH_2^+, dependendo do pH do meio, nas bordas de argilas silicatadas, proporciona mecanismo de adsorção semelhante ao apresentado para os oxidróxidos (Figura 10).

Adsorção por Matéria Orgânica

Correlações positivas e significativas entre teor de matéria orgânica (MO) do solo e adsorção de P têm sido freqüentes na literatura. Embora possa haver uma razão indireta, por via da correlação positiva entre teor de argila e MO no solo, a razão principal parece ser, dado o caráter aniônico da MO, por via de pontes de cátions (Sanyal & De Datta, 1991; Villapando & Graetz, 2001), como Al, Fe e Ca a ela adsorvidos, que reteriam o P. Há, contudo, trabalhos que mostram participação negativa da MO, reduzindo a adsorção de P em solos, por meio de ácidos orgânicos adsorvidos, bloqueando sítios de adsorção, e, ou, solubilizando esses oxidróxidos, reduzindo suas superfícies de adsorcão (Shen et al., 2002; Azevedo et al., 2004; Guppy et al., 2005), como se vê no esquema para oxalato (Iyamuremye & Dick, 1996):



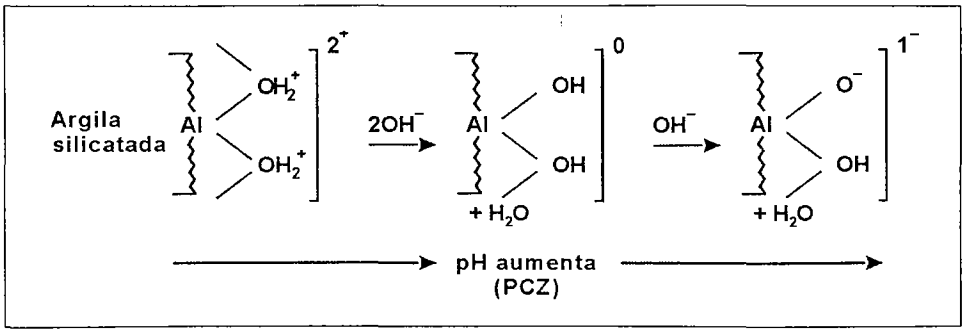


Figura 10. Desenvolvimento de carga elétrica em aluminossilicatos. Os grupamentos OH e OH_2^+ podem ser trocados por fosfato, que é adsorvido.
Fonte: Adaptado de Parfitt (1978).

O envolvimento da MOS na adsorção/dessorção de P do solo pode ser sumariada, em seus pontos principais, da seguinte maneira:

1. Embora a CMAP de um solo aumente, com freqüência, com o seu teor de MO (Sanyal & De Datta, 1991), a adição de resíduos orgânicos ao solo, como na forma de esterco animal, causa efeito contrário, ocasionando, de modo geral, diminuição da adsorção e aumento da disponibilidade de P para as plantas (Laboski & Lamb, 2003; Azevedo et al., 2004);

2. O solo pode adsorver ácidos orgânicos com grande energia, competindo com os sítios de adsorção de P e aumentando a disponibilidade desse nutriente para as plantas (Haynes, 1984). A estrutura e carga desses ácidos controlam a grandeza de sua adsorção. Moléculas com maior número de grupos funcionais, como OH e COOH, são mais efetivas na competição pelos sítios de adsorção que aquelas com menor número. Ácido málico, com um grupo OH e dois COOH, foi mais efetivo em reduzir a adsorção de P do solo que o ácido acético, com um COOH apenas (Hue, 1991; Andrade et al., 2003);

3. Apesar da sua efetividade em restringir a adsorção de P pelo solo, alguns ácidos orgânicos são rapidamente mineralizados quando aplicados no solo (dependendo da estrutura, alguns deles são mais resistentes a essa mineralização) (Hue, 1991; Iyamuremye & Dick, 1996). A aplicação de esterco de curral, como reposição contínua desses ácidos, a exsudação de raízes e o metabolismo de microrganismos, como fontes naturais desses ácidos, mantêm esse processo de bloqueio de sítios de adsorção de P de maneira mais contínua e, portanto, mais efetiva (Guppy et al., 2005); e

4. O efeito da adição de resíduos orgânicos sobre a retenção de P pelo solo depende da concentração de P do resíduo. A imobilização do P da solução do solo torna-se maior que a mineralização do P orgânico quando o resíduo tem menos que 2 g kg^{-1} de P total. Segundo Iyamuemye & Dick (1996), relação C:P menor que 100 leva à mineralização do P orgânico; maior que 300 leva à imobilização de formas minerais de P pelos microrganismos.

Precipitação de Fósforo nos Solos

Precipitação é a reação entre íons, com a formação de uma nova fase ou composto definido. É um processo tridimensional, ao contrário da adsorção, que é bidimensional (Sposito, 1984). Todavia, segundo esse autor, esses dois mecanismos de retenção de P

pelo solo são de difícil distinção e ambos são descritos pelo mesmo modelo matemático. É a reação de P às formas iônicas de Al e de Fe em solos ácidos ou a Ca^{2+} em solos neutros ou calcários, formando compostos de composição definida e pouco solúveis (Hsu, 1965; Sample et al., 1980).

A precipitação de P em solos torna-se particularmente importante durante a dissolução de grânulos de fertilizantes fosfatados, ultrapassando os produtos da solubilidade de componentes da reação solo-fertilizante (atividade das espécies fosfatadas e dos íons metálicos) (Sample et al., 1980). Isotermas de solubilidade de compostos fosfatados, tomando a fração solubilizada em função de pH (condicionante de solubilização), mostram, por exemplo, que fosfatos de Al (variscita) e de Fe (estrengita) são mais estáveis em meio ácido (têm a solubilidade aumentada com o aumento do pH do meio), ao passo que fosfatos de Ca, pelo contrário, são menos estáveis em meio ácido (diminuem a solubilidade com o aumento do pH) (Olsen & Khasawneh, 1980) (Figura 11).

Alumínio em solução (semelhantemente, íons de Fe) pode causar precipitação de fosfatos adicionados ao solo:

$$\underset{\text{(trocável)}}{Al^{3+}} + \underset{\text{(solúvel)}}{H_2PO_4^-} + 2H_2O \rightleftharpoons 2H^+ + \underset{\text{("insolúvel")}}{Al(OH)_2H_2PO_4}$$

Para evitar essa reação, deve-se "eliminar" (precipitar) o Al^{3+}, por calagem anterior à adição da fonte de P. De toda maneira, a retenção de P pelo solo mantém-se em valores estequiométricos semelhantes quando se substitui a precipitação do P pelo Al^{3+} do solo ácido pela sua adsorção pelo hidróxido de Al recém-formado pela calagem (Haynes, 1984).

Solos com pH mais elevado, com muito Ca trocável, natural ou como conseqüência de uma supercalagem, podem ter a precipitação de fosfatos adicionados ao solo (Sample et al., 1980), fenômeno denominado "retrogradação" por Malavolta (1967):

$$\underset{\text{(trocável)}}{3Ca^{2+}} + \underset{\text{(solúvel)}}{2H_2PO_4^-} \rightleftharpoons \underset{\text{("insolúvel")}}{Ca_3(PO_4)_2} + 4H^+$$

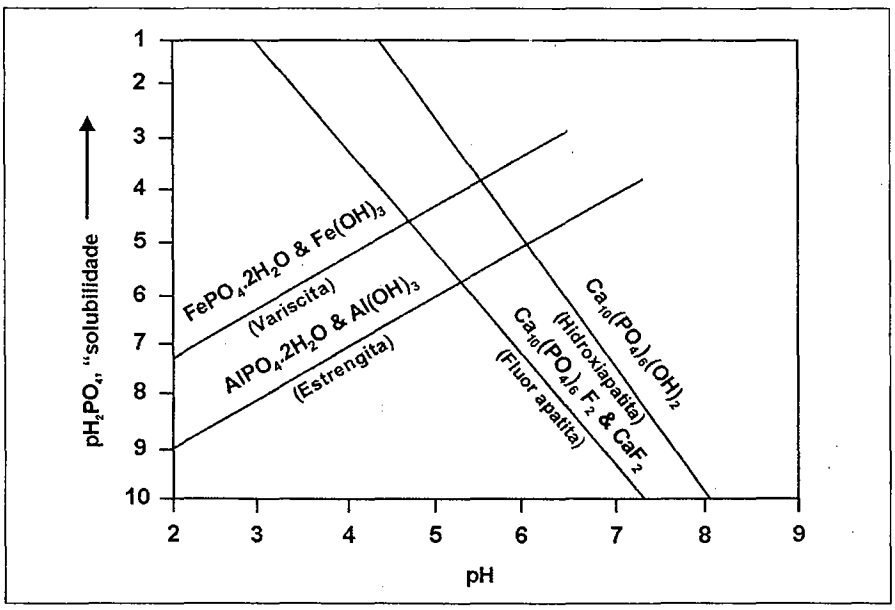


Figura 11. Solubilidade para o composto de Fe-P, Al-P e de Ca-P em sistemas sólido-solução.

Observa-se que a solubilização do fosfato tricálcico formado - reação deslocada para a esquerda - ocorre com a acidificação do solo e, evidentemente, torna-se cada vez menos solúvel com o aumento do pH do meio.

Isotermas de Adsorção

A adsorção máxima de Ca por um solo, por meio de atração eletrostática, pode ser definida pelo valor da capacidade de troca catiônica (CTC) desse solo. A CTC de um solo pode ser rapidamente determinada por meio da saturação desse solo com um cátion trocável, Ca^{2+}, por exemplo, lavando-se o excesso em solução, deslocando-o com outro cátion (Ba^{2+}, por exemplo) e determinando-se o Ca^{2+} deslocado, que, expresso em $mmol_c\ dm^{-3}$, corresponde à CTC desse solo.

Para ânions, como os fosfatos, considerando a ligação por covalência e sua estabilidade elevada, o procedimento para avaliar a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) de um solo não é tão simples. Ao contrário do Ca, a adsorção de P pelo solo é lenta e dependente do tempo de contato, com formação de ligações adicionais ao longo do tempo, que se pode estender por meses. Para medir a CMAP de um solo, o que se faz é adicionar a uma seqüência de amostras do solo soluções com concentrações crescentes de P, e, após certo período de tempo de agitação (18 horas, para Kurtz & Quirk, 1965; Bache & Williams, 1971; Vasconcellos et al., 1974; 24 horas, para Barrow, 1974; Sibbesen, 1981; Ker, 1995; 6 dias, para Novais & Kamprath, 1979b; Bolland et al., 1996, entre diversos outros períodos de tempo de agitação encontrados na literatura), determinam-se as concentrações das soluções de equilíbrio (sobrenadante) para cada amostra (Figura 12). A diferença entre a concentração de P adicionada e a em equilíbrio, ou sobrenadante, refere-se ao P adsorvido pelo solo. Os diversos valores de P sobrenadante e os respectivos valores de P adsorvido são submetidos ao ajuste de isotermas de adsorção, entre estas a de Langmuir, que permite chegar à CMAP, o análogo, ou simétrico, da CTC. Como observado (Figura 12), aumenta-se a quantidade de P adsorvida, aumentando-se o tempo de contato do P com o solo, fazendo com que resultados obtidos para um tempo não sejam quantitativamente comparáveis com os obtidos em tempos diferentes.

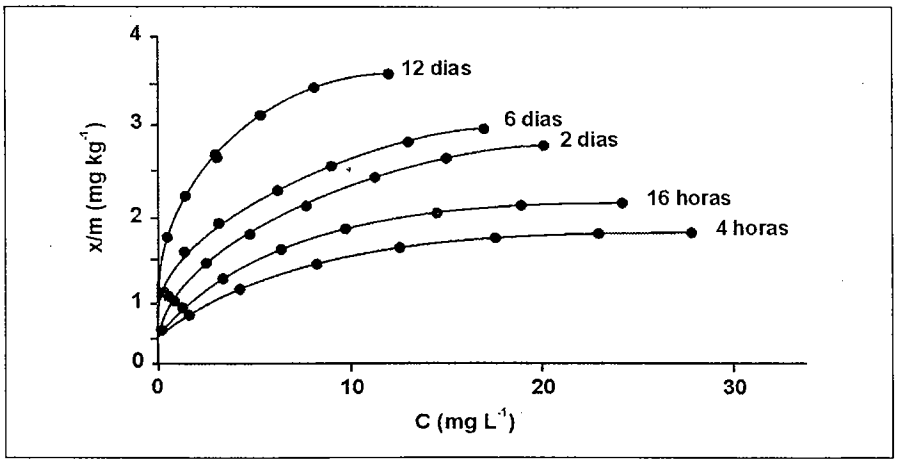


Figura 12. Variação na curvas de adsorção de P com o aumento do tempo de contato do P com o solo, um Ultisol argiloso.

Fonte: Adaptado de Sample (1972).

As equações (isotermas) de Langmuir e Freundlich, dentre outras, podem ser ajustadas a esse tipo de relacionamento (Figura 12).

Isoterma de Langmuir

A equação da isoterma de Langmuir, em sua forma hiperbólica (Figura 12), é:

$$x/m = (a\,b\,C) / (1 + a\,C) \qquad (3)$$

em que x/m é a quantidade de P adsorvido ao solo, em mg P (x)/g solo (m); b é a CMAP do solo, em mg g^{-1} de P no solo; C é a concentração de P na solução de equilíbrio (sobrenadante), em mg L^{-1}, e a é uma constante relacionada com a energia de ligação do elemento ao solo, em $(mg\ L^{-1})^{-1}$ ou L mg^{-1}.

Para a estimativa das constantes a e b, a Eq.3 pode ser transformada em sua forma linear ($Y = b_0 + b_1 X$) (Figura 13):

$$1/(x/m) = 1/[(a\,b\,C) / (1 + a\,C)]$$

$$1/(x/m) = (1 + a\,C) / (a\,b\,C)$$

$$C/(x/m) = (C + a\,C^2) / (a\,b\,C)$$

Finalmente,

$$C/(x/m) = 1/(a\,b) + (1/b)C \qquad (4)$$

A partir da Eq.4, tem-se:

$b_1 = \text{tag}\alpha = 1/b \therefore b = 1/\text{tag}\alpha$

$b_0 = \text{interseção} = 1/(a\,b)$

Portanto, o valor da CMAP (b) é estimado a partir da declividade da reta ajustada (b_1), e a "energia de ligação", a, a partir do valor da interseção (b_o).

Os valores da CMAP e da "energia de ligação" de amostras de dez Latossolos de cerrado apresentaram íntima relação com os respectivos teores de argila (Quadro 2).

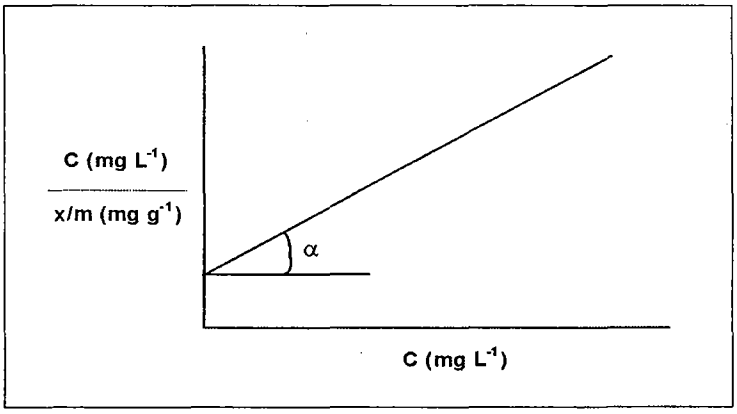


Figura 13. Representação gráfica da forma linear da isoterma de Langmuir.

Quadro 2. Equação linear da isoterma de Langmuir, suas constantes e teor de argila de amostras de dez Latossolos de cerrado

Solo	Equação de regressão[1]	CMAP	"Energia de ligação"	Argila
		mg g^{-1}	L mg^{-1}	dag kg^{-1}
1	$\hat{Y}$ = 15,6720 + 1,2113X	0,8256	0,0773	16,8
2	$\hat{Y}$ = 41,8934 + 2,5263X	0,3958	0,0603	7,7
3	$\hat{Y}$ = 9,4536 + 1,2962X	0,7715	0,1371	20,3
4	$\hat{Y}$ = 25,9059 + 1,7725X	0,5642	0,0684	7,9
5	$\hat{Y}$ = 38,1365 + 1,9829X	0,5043	0,0520	14,8
6	$\hat{Y}$ = 3,0160 + 0,6362X	1,5718	0,2109	34,3
7	$\hat{Y}$ = 2,5993 + 0,5961X	1,6774	0,2293	33,5
8	$\hat{Y}$ = 9,8905 + 1,0304X	0,9705	0,1042	30,2
9	$\hat{Y}$ = 2,5700 + 0,6137X	1,6294	0,2388	40,8
10	$\hat{Y}$ = 2,0278 + 0,5746X	1,7405	0,2833	54,3

[1] $\hat{Y}$ = C/x/m, em (mg L^{-1})/(mg g^{-1}) = g L^{-1}; X = C (concentração de equilíbrio), em mg L^{-1} de P em solução. Todos os valores de R^2 são superiores a 0,962 e altamente significativos.

Fonte: Lopes (1977).

Isoterma de Freundlich

Os mesmos dados originais utilizados no ajustamento da equação de Langmuir podem ser submetidos ao ajuste da equação de Freundlich:

$$x/m = k\,C^{1/n} \qquad (5)$$

em que k e n são constantes; x/m e C, como definidos para a equação de Langmuir. Essa isoterma é puramente empírica, suas constantes sem significado físico, e implica decréscimo exponencial da "energia de ligação" com a saturação da superfície de adsorção (Bache & Williams, 1971; Barrow, 1978).

A forma linear desta equação (Figura 13):

$$\log x/m = \log k + (1/n) \log C \qquad (6)$$

A partir da Eq.6, obtém-se:

$$\text{tag}\ \alpha = 1/n, \text{ e o valor da interseção é} = \log k$$

Ajuste de Isotermas de Adsorção

Nesta seção, apresenta-se uma seqüência de cálculos, a partir das concentrações iniciais de P colocadas para agitar com as amostras de solo, até à obtenção de variáveis utilizadas nos ajustamentos de equações das isotermas mais freqüentemente encontradas

na literatura: Langmuir e Freundlich. Resultados desses ajustamentos são comparados entre si e com características de solo, procurando dar-lhes um sentido mais prático. Para isso, foram utilizados resultados de 11 amostras de Latossolos apresentados no trabalho de Alvarez V. & Fonseca (1990). Os procedimentos adotados, comuns à maioria dos trabalhos disponíveis na literatura, foram os seguintes:

1. Foram tomadas dez subamostras do solo, cada uma com 2,5 g de solo[8], em tubos de centrífuga. Esse procedimento foi repetido três vezes.

2. A cada um desses tubos adicionaram-se 25 mL de solução de $CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1}, com concentrações crescentes de P (coluna A - Quadro 3): 0, 10, 20, 40, 60, 80, 110, 140, 170, e 200 mg L^{-1}. A relação solo:solução utilizada foi de 1:10.

3. As suspensões solo-soluções foram agitadas por 24 h. Foram, então, centrifugadas e filtradas, determinando-se a concentração de P em equilíbrio (coluna C - Quadro 3), ou seja, a concentração de P-remanescente em solução de equilíbrio após adsorção de parte do P inicialmente adicionado (A).

A terceira coluna (Quadro 3) foi obtida pela diferença entre a primeira (A) e a segunda coluna (C). A quarta coluna representa a quantidade de P adsorvida pelo solo, em mg g^{-1}, a partir do decréscimo do P em solução (A) colocado para agitar com o solo, em mg L^{-1}. Portanto, (mg L^{-1})/(mg g^{-1}) = 1.000 (admitindo a densidade do solo de 1,0 g cm^{-3}). Todavia, como há um fator de diluição de 10 (2,5 g de solo:25 mL de solução), A-C é dividido por 100 (1.000/10). A quinta coluna é uma divisão dos valores de C por x/m. Para as duas colunas seguintes, tira-se o log de x/m para a isoterma de Langmuir e log x/m e log C para a isoterma de Freundlich.

Dependendo da isoterma ajustada, são utilizadas diferentes colunas.

As esquações ajustadas para Langmuir e Freundlich, a partir dos dados do quadro 3, e respectivas constantes foram:

<u>Langmuir</u>

Forma linear

$$C/x/m = 1{,}1061 + 0{,}7662C \ (R^2 = 0{,}998^{***})$$

Forma hiperbólica

$$x/m = (0{,}693 \times 1{,}305C)/(1 + 0{,}693C)$$

$$x/m = 0{,}904C/\ (1 + 0{,}674C)$$

CMAP(b)[9] = 1,305 mg g^{-1}

Energia de ligação (a)[9] = 0,693 L mg^{-1}

---

[8] No trabalho original, utilizou-se volume de solo (2,5 cm^3). Para este exemplo, adota-se a unidade em peso de solo, para densidade do solo igual a 1 g cm^{-3}.

[9] b = 1/0,7662 = 1,305 mg g^{-1}

1/1,1061 = 1/a b

a = 1/1,1061 x 1,305 = 0,693 L mg^{-1}

Quadro 3. Seqüência de operações necessárias à preparação dos dados submetidos aos ajustamentos das isotermas de Langmuir e Freundlich, a partir das concentrações de P colocadas para agitar com as amostras de solo (A), numa relação solo:solução de 1:10. O solo utilizado como exemplo foi o SL (LV-2)

A (P-adicionado)	C (Conc. equil.)	A-C	x/m (P-adsorvido)	C/x/m	log x/m	log C
	mg L^{-1}		mg g^{-1}	g L^{-1}		
0	0,0000	0,000	0,0000	-	-	-
10	0,0209	9,979	0,0998	0,2096	-1,00091	-1,67945
20	0,0508	19,949	0,1995	0,2549	-0,70008	-1,29374
40	0,1781	39,822	0,3982	0,4474	-0,39988	-0,74923
60	0,9767	59,023	0,5902	1,6548	-0,22898	-0,01024
80	4,3199	75,680	0,7568	5,7081	-0,12102	0,63547
110	9,7214	100,279	1,0028	9,6944	0,00121	0,98773
140	22,4130	117,587	1,1759	19,0608	0,07036	1,35050
170	44,2133	125,787	1,2579	35,1494	0,09963	1,64555
200	70,7383	129,262	1,2926	54,7249	0,11147	1,84965

Fonte: Adaptado de Alvarez V. & Fonseca (1990).

Freundlich

Forma linear

$$\log (x/m) = -0{,}3313 + 0{,}2885 \log C$$

Forma exponencial

$$x/m = 0{,}4663C^{1/3{,}4662}$$

Constante $K^{(10)} = 0{,}4663$

Constante $n^{(10)} = 3{,}4662$

Embora as constantes k e n da isoterma de Freundlich sejam empíricas, sem significado físico, como o têm as constantes da Langmuir, a correlação entre k e medidas relacionadas com o FCP são altamente significativas. Por outro lado, a constante n não se apresenta correlacionada com nenhuma dessas medidas.

Portanto, pode-se ter, na constante k de Freundlich, uma medida de FCP do solo, dando a essa constante caráter com maior significado. De modo semelhante, a CMAP de Langmuir é relacionada com medidas do FCP, ao passo que a "energia de ligação" (a) pode não ser.

---

(10) $\log k = -0{,}3313$
$k = 10^{-0{,}3313}$
$k = 0{,}4663$
$1/n = 0{,}2885$
$n = 3{,}4662$

Cinética de Adsorção de Fósforo no Solo

A adsorção de P pelos solos efetua-se em dois estádios (Barrow & Shaw, 1975). As reações do primeiro estádio ocorrem em minutos ou horas, ao passo que as do segundo estádio são bem mais lentas. A rápida reação de adsorção inicial é um fenômeno de superfície, enquanto formas ativas de Al e de Fe em solos ácidos e de Ca em solos neutros ou cálcicos levam, também, a uma rápida precipitação de P solúvel (Hsu, 1965).

Para o estudo da cinética de adsorção de P em amostras de solos de cerrado, 50 mg L^{-1} de P, na forma de KH_2PO_4, foram agitados por períodos de tempo que variaram de meia a 192 h, determinando-se, depois de cada período de tempo, o P na solução de equilíbrio (Gonçalves et al., 1985). Cerca de 75 % do P adicionado foi adsorvido em menos de meia hora de contato para os solos com maior CMAP e menos de 12 h para aqueles com menor CMAP, quando se considerou 100 % a adsorção obtida com 192 h de equilíbrio (Quadro 4). Observou-se que a calagem prévia dos solos não alterou, de maneira consistente, a velocidade e a magnitude de adsorção de P pelos solos.

Quadro 4. Quantidade de P adsorvido em amostras de solos que receberam, inicialmente, 50 mg L^{-1} de P, na ausência ou na presença de calcário, em diferentes tempos de equilíbrio

Solo	Tempo de equilíbrio (hora)								
	0,5	1	2	4	8	12	24	48	192
	mg L^{-1} de P no solo								
	Sem calagem								
AQ	10,4	14,4	15,6	17,2	22,0	28,4	30,4	33,3	34,0
LE-1	44,6	46,9	48,0	49,5	49,4	49,5	49,5	49,4	49,8
LE-2	45,4	47,1	48,3	48,6	49,4	49,7	49,7	49,8	49,8
LVm-1	25,6	26,9	32,6	33,3	37,6	42,6	45,4	45,8	46,0
LVm-2	24,5	25,5	29,3	31,5	34,7	40,4	43,1	43,1	43,3
LE-3	38,4	41,7	43,6	45,1	47,8	48,4	48,4	48,6	49,4
LE-4	37,5	41,0	42,2	43,8	46,7	48,0	48,2	48,2	49,4
LE-5	40,7	43,4	46,0	46,6	48,5	49,1	49,2	49,3	49,7
LV-1	39,2	42,7	44,9	46,3	47,5	49,0	49,1	49,2	49,6
LVm-3	18,5	19,2	20,8	23,9	26,9	32,4	35,7	40,7	42,0
Média	32,5	34,9	37,1	38,5	41,1	43,7	44,9	45,7	46,3
	Com calagem								
AQ	12,9	15,9	16,3	19,2	26,4	29,2	32,1	35,2	36,0
LE-1	42,7	45,1	47,1	47,4	48,9	49,2	49,2	49,4	49,8
LE-2	43,1	45,8	47,1	47,9	49,0	49,4	49,6	49,7	49,8
LVm-1	23,9	26,0	30,2	30,7	35,8	40,9	43,0	44,7	44,7
LVm-2	22,5	22,5	27,9	27,9	33,2	38,9	40,6	41,7	42,4
LE-3	37,5	39,4	42,8	44,2	46,7	48,3	48,5	48,4	49,3
LE-4	34,9	38,1	39,7	41,4	44,9	46,2	47,0	47,2	49,0
LE-5	38,2	41,5	44,1	45,2	47,8	48,5	48,7	48,9	49,6
LV-1	38,1	41,4	43,4	45,2	47,3	48,2	48,5	48,7	49,4
LVm-3	19,4	20,2	21,4	24,3	27,1	32,4	36,6	41,4	42,2
Média	31,3	33,6	36,0	37,3	40,7	43,1	44,4	45,5	46,2

Fonte: Gonçalves et al. (1985).

TRANSFORMAÇÃO DE FÓSFORO LÁBIL EM NÃO-LÁBIL

Quando se compara o comportamento do P ao do N no sistema solo-planta-atmosfera, alguns contrastes são evidentes. O coeficiente de difusão (D) de P no solo tem uma grandeza de 10^{-11} cm^2 s^{-1}, ao passo que os de NO_3^- e NH_4^+ apresentam valores da ordem de 10^{-6} e 10^{-7} cm^2 s^{-1}, respectivamente (Barber, 1974) (veja capítulo IV). Como conseqüência, há dois extremos de mobilidade no solo: o P muito pouco móvel, "não-lixiviável" em condições normais, ao passo que as formas de N, particularmente a nítrica, são muito móveis e, por conseguinte, lixiviáveis. Esta é uma primeira aproximação para compreender a presença de residual para a fertilização fosfatada e sua "ausência" para a nitrogenada.

A pequena participação quantitativa de P no sistema solo-planta-atmosfera, ao contrário de N, está, por alguma razão, ligada a mecanismos restritivos à sua presença em formas menos estáveis, como P-solução, condição para perdas. E, à medida que o sistema se torna mais pobre em P, como nos solos tropicais mais intemperizados, essa restrição torna-se maior, como comentado anteriormente. Há uma aparente economia crescente, imposta por uma pobreza também crescente, fazendo com que as plantas otimizem sua eficiência pela carência imposta pelo intemperismo, que continua. Assim, uma planta em condições adequadas de crescimento deve ter uma concentração aproximada de 2,0 g kg^{-1} de P (0,2 %) na matéria seca; para N, esse valor é da ordem de 20,0 g kg^{-1}.

Boa parte do P adicionado aos solos é retida com uma energia tal que seu equilíbrio com o P-solução desaparece, deixando, portanto, de ser útil ao crescimento imediato da planta. Essa forma de P não-lábil deve ser quantificada, compreendida, e idealmente controlada, para otimizar a fertilização fosfatada como fator de crescimento de plantas, particularmente para os solos mais intemperizados (Figura 14). Nesse esquema, Q supre o P não-lábil (NQ) (sistema passivo), mas não o contrário. A solução que o esquema

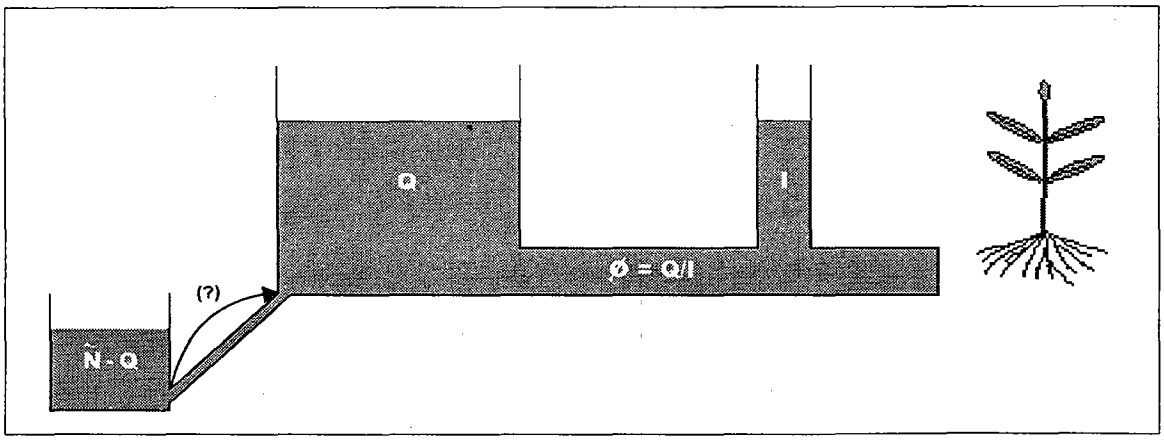


Figura 14. Representação esquemática da interdependência das formas de P não-lábil (NQ), P-lábil (Q), P-solução (I) e fator capacidade (Q/I) do solo.

indica para NQ suprir Q é "bombear" P de NQ para o compartimento Q (sistema ativo, com demanda de energia). Algumas práticas, como a diminuição do potencial redox e a adição, ou acúmulo, de matéria orgânica ao solo, suprem a demanda de energia para que esse sistema se torne reversível, pelo menos parcialmente (Sah & Mikkelsen, 1989; Sah et al., 1989a,b).

Formação do Fósforo Não-Lábil

Quando se aplica uma fonte solúvel de P num solo, freqüentemente mais de 90 % do aplicado é adsorvido na primeira hora de contato com o solo (Gonçalves et al., 1985). Essa primeira fase de rápida adsorção é seguida de uma fase bem lenta, representada pelos modelos exponenciais (Barrow, 1974). Essa adsorção de P pelo solo apresenta um componente adicional à simples formação de P-lábil (Q), que é a formação de P não-lábil (NQ). O NQ é a quantidade de P fixado[11] no solo que não se encontra em equilíbrio com o P em solução, pelo menos em curto prazo. Aparentemente, entre os mecanismos mais prováveis de formação de P não-lábil, a partir de uma fonte solúvel aplicada no solo, está a ocorrência de duas ligações coordenadas com a superfície adsorvente (Figura 15). Essas duas ligações, ao contrário de uma única, não permitiriam a dessorção do P (Kafkafi et al., 1967; Parfitt, 1978).

Devine et al. (1968) verificaram que, um ano após a aplicação de superfosfato simples em quatro solos, 58 % do P aplicado encontrava-se disponível, 38 % depois de dois anos e 20 % depois de três anos. Em trabalho semelhante, Williams & Reith (1971) encontraram de 20 a 28 % disponível depois de um ano de contato do P aplicado no solo, e apenas de 2,7 a 4,2 %, depois de 6-8 anos.

Em trabalho mais recente, Gonçalves et al. (1989) aplicaram, em amostras de cinco Latossolos de cerrado, doses crescentes de uma fonte solúvel de P. Incubadas em épocas

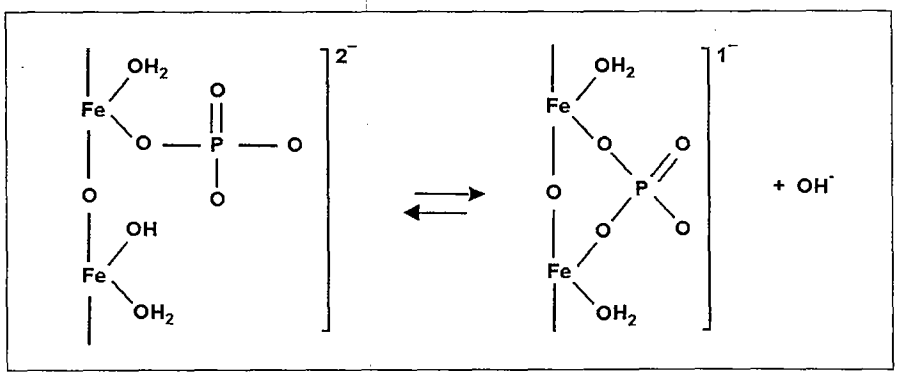


Figura 15. Esquema representativo da adsorção do P por meio de ligações mono e bidentadas (binucleadas), proporcionando a formação de fósforo não-lábil no solo.
Fonte: Adaptado de Hingston et al. (1974); Olsen & Khasawneh (1980); Schwertmann & Taylor (1989).

[11] O termo "fixação" é adequadamente utilizado com o sentido de "retenção" do P pelo solo de forma não-reversível ou não-lábil (van der Zee et al., 1987; Hsu, 1989).

diferentes (300, 240, 180, 120, 60, 30, 15 e 0 dias), completaram todos os períodos de incubação num mesmo dia, quando os solos foram amostrados, o P-extraível foi avaliado por diferentes procedimentos e cultivados com sorgo. Apresenta-se o efeito do tempo sobre a diminuição do P-extraível e sobre o crescimento das plantas, para um dos solos, o LV-1, com 55 % de argila e capacidade máxima de adsorção (CMAP) de 0,980 mg g^{-1} de P no solo (Quadro 5).

Admitindo ser o P extraído pela resina de troca aniônica (RTA) uma medida adequada do P-lábil, cerca de 79 a 95 % dos 150 mg kg^{-1} de P aplicados nos diferentes solos estudados transformaram-se em P não-lábil no final de 300 dias. Verificou-se que o decréscimo do P-extraível foi, com o tempo, significativamente alterado pelo aumento da CMAP: a conversão de P-lábil em não-lábil aumentou. Como estudos de cinética de adsorção de P em solos têm essa primeira fase rápida definida em horas, sendo positivamente correlacionada com a CMAP (Gonçalves et al., 1985) e com a transformação de P-lábil em não-lábil, com uma primeira fase definida em dias e, igualmente, dependente da CMAP, pode-se pressupor que a formação de P não-lábil envolva mecanismos adicionais à primeira fase de formação do P-lábil, como num processo de "envelhecimento". Não seriam, assim, mecanismos paralelos, mas em fase. Há, portanto, uma primeira fase rápida, caracterizada por uma atração eletrostática (física). E, com a aproximação do P à superfície adsorvente, há troca de ligantes (OH^- por $H_2PO_4^-$, por

Quadro 5. Fósforo recuperado pelos extratores Mehlich-1 e Resina, e produção de matéria seca da parte aérea de plantas de sorgo, com diferentes tempos de incubação[1] de doses de fósforo aplicadas em um dos solos utilizados (LV-1)

Dose de P	Tempo de incubação (dia)			
	0	15	30	300
mg kg^{-1}	Mehlich-1 (mg kg^{-1})			
0	0,2	0,4	0,4	0,5
50	2,3	1,4	1,6	1,5
150	12,7	5,0	5,1	4,4
450	81,5	26,5	26,4	14,9
	Resina (mg kg^{-1})			
0	5,7	5,2	4,2	0,9
50	27,0	5,6	7,5	0,9
150	44,3	21,1	18,6	2,9
450	155,4	54,7	50,1	33,0
	Matéria seca (g/vaso)			
0	0,67	0,63	0,87	0,64
50	1,56	1,02	0,89	0,48
150	9,10	4,59	4,53	1,99
450	13,44	9,59	11,85	8,36

[1] Não são apresentados os resultados correspondentes aos tempos de 60, 120, 180 e 240 dias, constantes do trabalho original.
Fonte: Gonçalves et al. (1989).

exemplo), com a formação de ligações coordenadas simples, como componente externo da estrutura do oxidróxido (Figura 15). Essa fase, mais rápida, é seguida de outra, mais lenta. É provável que a formação de uma ligação adicional à primeira (Parfitt, 1978) seja dependente do tempo. Essa fase mais lenta de adsorção de P pelo solo é, também, segundo Barrow (1983, 1985), caracterizada pela penetração (difusão) do fosfato nas imperfeições dos cristais (difusão em fase sólida, segundo esse autor) ou entre os microcristais, tornando-se cada vez menor seu equilíbrio com o P-solução e, por conseguinte, a disponibilidade para as plantas.

A magnitude e a velocidade do processo de formação de P não-lábil em solos com grande FCP (Quadro 5) indicam que fazer uma fosfatagem corretiva nessas condições é questionável. Isto porque, para as doses de P normalmente recomendadas para esse fim (Lopes, 1984), a transformação do P aplicado em não-lábil, depois de 300 dias de equilíbrio, é muito grande. Um solo com uma CMAP de 1,0 mg g^{-1} indica um poder de adsorção da ordem de 4.600 kg ha^{-1} de P_2O_5 ou de, aproximadamente, 23 t ha^{-1} de superfosfato simples. Uma fosfatagem com 1 t ha^{-1} de superfosfato simples não deverá alterar, em termos econômicos, o *"status"* de P do solo, como fator de crescimento de planta. A solução, para solos com esse "perfil-dreno", caracterizados por valores de CMAP até mais elevados que esse (Ker, 1995), será minimizar o contato da fonte de P, particularmente a solúvel, com o solo, pela aplicação localizada de P (Leite et al., 2006), pela granulação do fertilizante, pela diminuição do tempo de contato do fertilizante com o solo, em relação à época de plantio, ou, até mesmo, pelo parcelamento da aplicação de P, como se faz com N. O comportamento do N condiciona esse parcelamento, dadas suas intensas perdas, como por lixiviação e volatilização, enquanto o P, por "perdas" pela formação de P não-lábil. Todavia, para o P, "perdas" iniciais fazem com que "perdas" futuras sejam menores (residual), embora de maneira muito lenta para os solos-drenos.

Formas inorgânicas de P-Ca, predominantes em solos menos intemperizados e alcalinos, ou de resíduos de fosfatos naturais não solubilizados no solo, constituem, também, formas não-lábeis de P, caracterizadas como fontes de P de baixa efetividade para a maioria das plantas (Novais & Kamprath,1978), em particular para as de ciclo curto. O tempo, aumentando a solubilização de fosfatos naturais apatíticos, ocasiona, de maneira mais intensa, a passagem do P solubilizado para formas não-lábeis. Como resultante, a planta tem menos P-disponível, à medida que aumenta o tempo de contato desses fosfatos com o solo (Chien, 1977; Novais et al., 1980; Novelino et al., 1985).

Reversibilidade do Fósforo Não-Lábil

Em trabalho com amostras de solos altamente intemperizados de cerrado, a reversibilidade do P não-lábil formado ao P-lábil que lhe deu origem foi avaliada (Campello et al., 1994). Amostras de seis Latossolos foram submetidas, na presença e na ausência de calagem, a uma dose de 300 mg dm^{-3} de P no solo, na forma de KH_2PO_4, comparativamente à não-adição de P, e foram incubadas por 45 dias, com a umidade do solo elevada à capacidade de campo. Findo esse período, foram feitas 15 extrações sucessivas de P pela Resina de Troca Aniônica (RTA), como medida de P-lábil. O teor total de P-lábil, obtido pelas extrações sucessivas, relativamente ao teor inicialmente

aplicado, variou, em média, de 34 a 57 %, diminuindo com o aumento do teor de argila ou da CMAP. A calagem não alterou o teor de P-lábil recuperado pela RTA. O método da Resina, utilizando apenas uma extração, subestimou o P-lábil total obtido na sucessão de extrações até 58 %, e esses valores correlacionaram-se, positivamente, com o teor de argila e com CMAP. A participação do P não-lábil, reversível a lábil, medida pela RTA, foi muito pequena - inferior a 2 % (Quadro 6). Essa reversibilidade do P não-lábil foi independente da aplicação, ou não, de calcário e de características do solo. Deve-se considerar que a pequena (mínima) recuperação do P não-lábil formado deu-se com um tempo de equilíbrio de 45 dias apenas, o que, em termos práticos, quando se pensa em ciclos ou rotações de cultivos, é muito curto. Portanto, a estabilidade do P não-lábil deverá ser maior quando se considerar um tempo de contato maior.

O desenvolvimento de formas não-lábeis de P em condições de elevado intemperismo é bem relacionado com a presença de oxidróxidos de Fe e de Al nos solos. A questão é a

Quadro 6. Eficiência da Resina de Troca Aniônica (RTA) para medir o fósforo-lábil e reversibilidade da forma não-lábil a lábil, num intervalo de três dias entre séries de três extrações, num total de 15 extrações, em amostras de solos que receberam 300 mg kg^{-1} de P, na ausência e na presença de corretivo

Solo	ΔP-lábil recuperado pela RTA[1]					ΔP não-lábil[2]				
	1ª extração		Total de extrações		C[5]	Residual		Recuperado pela RTA		D[8]
	mg dm^{-3}	%[3]	mg dm^{-3}	%[4]	%	mg dm^{-3}	%[6]	mg dm^{-3}	%[7]	
					Sem calagem					
LE	105,23	35,08	171,22	57,07	38,54	128,78	42,93	0,22	0,07	0,001
LV1	88,18	29,39	147,60	49,20	40,26	152,40	50,80	1,78	0,59	0,012
LV2	92,01	30,67	172,29	57,43	46,60	127,71	42,57	0,00	0,00	0,000
LV3	78,70	26,23	129,00	43,00	38,99	171,00	57,00	2,09	0,70	0,016
LV4	52,81	17,60	117,38	39,13	55,01	182,62	60,87	2,29	0,76	0,020
LV5	47,05	15,68	111,05	37,02	57,63	188,95	62,98	5,44	1,81	0,049
Média	77,33	25,78	141,43	47,14	46,17	158,58	52,86	1,97	1,81	0,016
					Com calagem					
LE	109,90	36,63	163,62	54,54	32,83	136,38	45,46	4,11	1,37	0,025
LV1	92,57	30,86	147,80	50,86	37,37	153,00	49,14	2,90	0,96	0,020
LV2	81,63	27,21	148,93	51,14	45,19	151,07	48,86	3,50	1,17	0,024
LV3	82,13	27,38	131,56	43,85	37,57	168,44	56,15	1,60	0,53	0,012
LV4	69,53	23,18	128,25	42,75	45,79	171,75	57,25	1,49	0,50	0,012
LV5	47,11	15,70	101,73	33,91	53,69	198,27	66,09	4,16	1,39	0,041
Média	80,48	26,83	136,98	46,18	42,07	163,15	53,83	2,96	0,99	0,022

[1] Diferença entre o P-lábil recuperado com a aplicação de 300 mg dm^{-3} e o P-lábil recuperado sem a adição de P. [2] Diferença entre o P não-lábil recuperado com a aplicação de 300 mg dm^{-3} e o P não-lábil recuperado sem a adição de P (residual); o não-lábil recuperado pela Resina é o somatório dos valores de P-extraído toda vez que o valor encontrado era maior que o obtido na extração anterior. [3] Percentual de P recuperado com a primeira extração, em relação ao aplicado. [4] Percentual de P total recuperado, em relação ao aplicado. [5] Percentual de P não recuperado com a primeira extração. [6] Percentual de P não-lábil residual em relação ao aplicado. [7] Percentual de P não-lábil recuperado pela Resina, em relação ao aplicado. [8] Relação entre P não-lábil recuperado pela Resina e P-lábil.
Fonte: Campello et al. (1994).

participação preferencial de um desses oxidróxidos no processo e os procedimentos que poderiam ser adotados para minimizar esse fenômeno, conhecendo um pouco mais os mecanismos envolvidos. O maior envolvimento de formas férricas evidencia as condições que provocam a diminuição do potencial redox (Eh) do solo e favorecem a liberação do P anteriormente fixado nessas formas (Sah & Mikkelsen, 1989). Com a redução do Fe^{3+} a Fe^{2+} em solos hidromórficos, como exemplo de ambiente natural em que baixos valores de Eh necessários a essa redução podem ocorrer, há dissolução dos oxidróxidos férricos, com liberação do P adsorvido ou fixado em forma lábil e, ou, não-lábil.

Assim, as condições hidromórficas de um solo, proporcionando a redução do Fe^{3+} a Fe^{2+} e a manutenção de compostos orgânicos diversos, provenientes de processos fermentativos, são favoráveis à redução e à manutenção da CMAP em valores baixos, não permitindo que o solo expresse seu caráter-dreno, mesmo que em ambiente tropical (Fernández R., 1995). Há, portanto, no solo hidromórfico, algo mais que baixo potencial redox, favorecendo a maior disponibilidade de P para as plantas. Há também acúmulo de matéria orgânica, com a manutenção de ácidos orgânicos, que neutralizam e complexam os sítios de adsorção de P presentes, dada a limitada disponibilidade de O_2 no sistema (Schwertmann & Taylor, 1989).

FONTES MINERAIS DE FÓSFORO

Neste subcapítulo, discutem-se as fontes minerais de P para as plantas, com ênfase nos fosfatos naturais (FNs). As fontes solúveis são discutidas ao longo de todo o texto, com informações que evidenciam a forte competição entre solo e planta pelo P desses fosfatos, às vezes considerados "demasiadamente" solúveis, particularmente quando aplicados em solos com maior fator capacidade de P (FCP) e para cultivos de maior duração.

Fosfatos Naturais

A incorporação de novas áreas à agricultura brasileira, a baixa disponibilidade de P desses solos, a existência de grandes jazidas de FNs em diversas regiões do País e as facilidades atuais de importação de FNs de maior reatividade[12] têm feito com que a utilização desses fosfatos *in natura* seja um atrativo[13]. Essa utilização tem como problema principal a baixa reatividade, particularmente dos FNs brasileiros, e, como conseqüência, a baixa ou lenta liberação de P para as plantas, na maioria dos casos. Assim, a utilização desses materiais tem ocorrido mais como fosfatagem corretiva, com a aplicação de 1 ou mais t ha^{-1}, sobre toda a área e incorporação com arado ou grade. Essa fosfatagem corretiva tem como idéia básica elevar o teor de P-disponível do solo a uma faixa pelo menos

---

[12] Reatividade é uma propriedade intrínsica ao FN e, por conseguinte, independente de condições outras, como de solo ou de planta, a que o FN possa ser submetido (Rajan et al., 1996). Independentemente dessas condições, pode-se dizer que os fosfatos de Gafsa ou de Norte Carolina são mais reativos que os fosfatos de Araxá ou de Patos.

[13] Estima-se que as jazidas de fosfatos naturais no mundo, atualmente conhecidas, deverão durar por mais quatro séculos, aproximadamente, para o padrão atual de consumo (Mengel, 1997).

razoável. Visa, portanto, corrigir, pelo menos parcialmente, a carência de P de um solo para que uma adubação de implantação, no sulco ou na cova de plantio, feita com uma fonte solúvel, de disponibilidade "imediata", traga maiores respostas da planta à fertilização fosfatada. Todavia, sabe-se que a aplicação apenas de FN de baixa reatividade não é, em muitos casos, adequada, uma vez que a pequena quantidade de P geralmente liberada, a curto prazo, não é satisfatória para o crescimento inicial da planta e, muitas vezes, também, não o é para o crescimento posterior, dada a formação de P não-lábil, com o tempo.

A adubação de implantação ou de "arranque", feita com fonte solúvel, é a causa para a resposta inicial da planta, dado o equilíbrio estabelecido entre o crescimento rápido, a maior demanda de P ocorrida nessa fase e uma grande disponibilidade inicial de P dessa fonte. Todavia, alguns FNs de maior reatividade, como o Gafsa, ARAD e Norte Carolina, têm-se mostrado tão ou mais eficientes para suprir P para plantas de ciclo curto quanto as formas mais solúveis, como os superfosfatos. Pode-se, então, ter na fosfatagem corretiva com FNs de baixa reatividade, dentro de certos limites, uma preocupação maior com o solo, para que seu teor de P-diponível aumente (com novas aplicações) de maneira gradual, com o tempo, o que poderia ser conseguido com uma fonte de P bem mais barata que as solúveis. Portanto, a baixa eficiência dos FNs em curto prazo pode ser compensada pelo baixo custo do material aplicado.

Condições Favoráveis à Solubilização de Fosfatos Naturais

Acidez

A utilização eficiente de fosfatos naturais *in natura*, como possível fonte eficiente de P para as plantas, é dependente de condições relacionadas com o próprio FN[14], com o solo onde são aplicados e com a planta cultivada (Figura 16). Particularmente para os FNs menos reativos, insolúveis em água, é necessário o suprimento de acidez (prótons) para que alguma dissolução se inicie. Esse suprimento de prótons para o FN pode ser feito na indústria pela adição de ácido sulfúrico (H_2SO_4), produzindo superfosfato simples (SS), ou pela adição de ácido fosfórico (H_3PO_4), produzindo superfosfato triplo (ST)[15].

---

[14] Há os FNs de origem ígnea e os metamórficos, muito pouco reativos, com estrutura cristalina compacta, sem superfície adicional interna (material com pequena superfície específica), com provável menor presença de minerais acessórios. Por outro lado, os de origem sedimentar apresentam estrutura microcristalina pobremente consolidada, com grande superfície específica. A substituição isomórfica do PO_4^{3-} por CO_3^{2-} na apatita (aumento de moles de CO_3^{2-} por mol de apatita, por exemplo) causa decréscimo no tamanho do cristalito e aumento na superfície específica ($m^2\ g^{-1}$) do material. Portanto, o aumento do conteúdo de carbonato na apatita leva a uma reatividade maior da rocha fosfática (Khasawneh & Doll, 1978; Lehr, 1980; Hammond et al., 1986; Rajan et al., 1996). Enquanto a relação molar CO_3/PO_4 no FN de Norte Carolina é de 0,26 (material reativo), no de Patos de Minas é de 0,02 (material muito pouco reativo) (Smyth & Sanchez, 1982). Os FNs de Jacupiranga, Araxá, Tapira, Catalão e Anitápolis são de origem ígnea. O FN de Patos é de origem sedimentar (Born & Kahn, 1990). O termo "fosforita" tem sido também usado para os FNs de origem sedimentar. Além das formas cálcicas, os FNs são encontrados na forma de compostos de Fe e de Al, como: $AlPO_4.2H_2O$ (variscita) e $FePO_4.2H_2O$ (estrengita). Ao contrário das apatitas, esses FNs têm a solubilidade aumentada com o aumento do pH do solo (Olsen & Khasawneh, 1980).

[15] Fluor-apatita: $3Ca_3(PO_4)_2.CaF_2$; hidróxido-apatita: $3Ca_3(PO_4)_2.Ca(OH)_2$; carbonato-apatita: $3Ca_3(PO_4)_2.CaCO_3$. Dissolução da fluor-apatita em meio ácido (Hammond et al., 1986): $Ca_{10}(PO_4)_6F_2 + 12H^+ \leftrightarrow 10Ca^{2+} + 6H_2PO_4^- + 2F^-$

O suprimento de prótons pode, também, ocorrer ao se aplicar o FN em solos mais ácidos. A literatura é consistente em dizer que uma das condições favoráveis à solubilização de FNs apatíticos é sua aplicação em solos ácidos (Khasawneh & Doll, 1978; Goedert & Lobato, 1980; Novelino et al., 1985; Hammond et al., 1986; Rajan et al., 1996). Essa acidez necessária à dissolução do FN pode, também, ser suprida pela planta e pelos microrganismos rizosféricos (Gillespie & Pope, 1990a,b; Bolan et al., 1997; Vazquez P. et al., 2000; Gull et al., 2004; Liu et al., 2004). O efeito acidificante da rizosfera de algumas plantas é comentado ao longo deste texto. A acidificação da rizosfera da leguminosa "black locust" (*Robinia pseudoacacia* L.) em amostras de seis solos foi de 1,0 a 1,5 unidade de pH, em relação à massa de solo (Gillespie & Pope, 1990a). Esse efeito acidificante da rizosfera aumentou a recuperação estimada de P de três FNs com reatividades distintas, pela planta, nos mesmos solos, de 40 a 300 %, em relação à não-acidificação (Gillespie & Pope, 1990b).

O grau de acidificação (pH) do solo por diferentes espécies correlacionou-se significativamente (r = -0,883**) com o P acumulado na planta, proveniente de diferentes fosfatos (superfosfato triplo; Maranhão, um fosfato de alumínio calcinado; Hiperfosfato-Gafsa e os fosfatos Alvorada, Mali e Patos) (Raij & van Diest, 1979).

Condições ácidas necessárias à maior solubilização de FNs são coincidentes com teores baixos de Ca e altos de Al trocáveis, condições também consideradas favoráveis à solubilização de FNs (Khasawneh & Doll, 1978). Não obstante, outros autores consideram que a adsorção e a precipitação de Al, presente em solos ácidos, às partículas de apatita, recobrindo-as, poderia restringir-lhes a solubilização (Novais & Ribeiro, 1982; Junqueira & Ribeiro, 1983).

Esses resultados justificam, possivelmente, o fato de Barnes & Kamprath (1975) terem encontrado, em solos orgânicos, respostas a FN equivalentes às obtidas com o superfosfato, medidas pela produção e absorção de P por milho, soja e trigo. Essa grande resposta ao FN em solo orgânico é explicada pela elevada acidez, altamente tamponada,

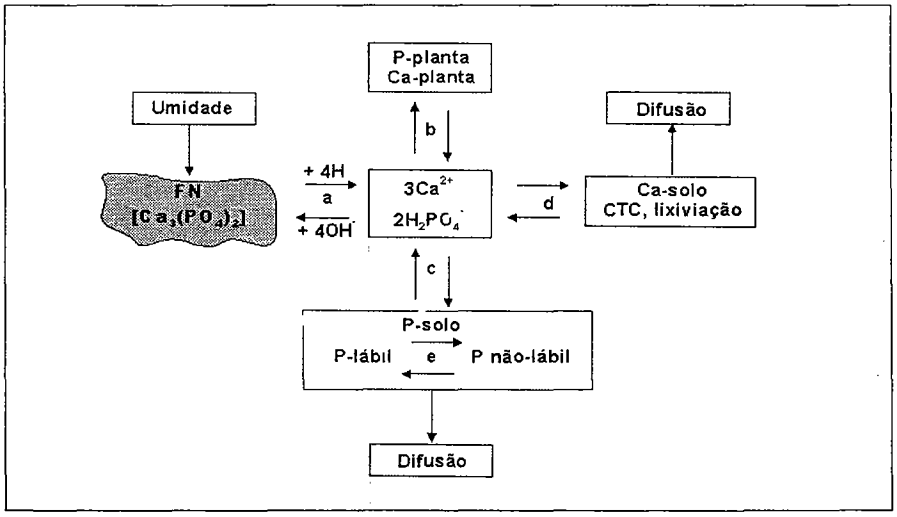


Figura 16. Reações e processos envolvidos na solubilização de fosfato natural[16] em solo.

[16] Pode-se, também, produzir ácido fosfórico a partir de apatitas pela adição de maiores quantidades de H_2SO_4 (Robinson, 1980) : $Ca_{10}(PO_4)_6\ F_2 + 10\ H_2SO_4 + 10\ nH_2O \rightarrow 10\ CaSO_4\ nH_2O + 6H_3PO_4 + 2HF$.

e, provavelmente, pela ausência ou baixa presença de Al^{3+}, dada sua parcial ou total complexação por compostos orgânicos, considerando a grande afinidade do meio para com o Ca (dreno-Ca) proveniente da rocha, como discutido neste capítulo, e a menor formação de P não-lábil (fonte-P).

Dreno-Solo

Com a dissolução do FN no solo (Figura 16), há aumento da concentração de Ca e de P nas vizinhanças das partículas de FN, tendendo a um equilíbrio e restringindo a dissolução do FN. A retirada ou diminuição desses produtos da dissolução fará com que o equilíbrio se desloque para a direita, aumentando a taxa de dissolução do FN. Essa maior dissolução deverá ocorrer, portanto, em condições de maior dreno para o Ca^{2+} e para o $H_2PO_4^-$ [17]. O solo é um dreno de grandeza variável, tanto para Ca^{2+} como para $H_2PO_4^-$. Para o mesmo tipo de argila, ambos os drenos aumentam com o aumento do teor de argila. O tipo de argila, definido, por exemplo, por uma condição de maior ou menor intensidade de intemperismo, fará com que a presença de argila com maior ou menor atividade defina maior ou menor caráter-dreno-Ca. A intensificação do dreno-Ca (maior CTC), de modo geral, significa diminuição do dreno-P (adsorção de P) ou do fator capacidade de P do solo (FCP). Uma questão freqüente é a importância de ter maior dreno-Ca (maior CTC) ou maior dreno-P (maior CMAP) como condição mais favorável à dissolução de FN. O simples fato de ter, no solo, um sistema muito mais tamponado para P do que para Ca[18] indica que maior dreno-Ca deve ser mais crítico que maior dreno-P, como condição para maior dissolução de FN. Portanto, a dissolução de FN deverá ser mais intensa em solos com maior CTC e, particularmente, com maiores teores de MO, como já comentado. Pode-se, ainda, considerar que maior absorção de Ca pelas plantas, bem como maior difusão e lixiviação de Ca do que de P, de modo geral, deverá ter efeito particular sobre a dissolução de FN em solos.

A comparação entre pH, dreno-P e dreno-Ca mostrou que o dreno-Ca foi a condicionante mais importante da dissolução do fosfato de Gafsa em laboratório (Robinson & Syers, 1990). Para isso, uma amostra do fosfato de Gafsa, em sacos de diálise, foi submetida à dissolução, na presença de acidez (pH tamponado), de um gel de óxido férrico hidratado, como dreno-P, e, ou, de uma membrana de troca catiônica, como dreno-Ca, por um período de até 44 dias (Quadro 7). Observou-se, também nesse trabalho, que a dissolução do Gafsa com 44 dias de equilíbrio com as amostras de solo correlacionou-se melhor com a concentração de Ca na solução do solo ($r = -0,91$). A importância do dreno-Ca para a dissolução de FN é corroborada em outros trabalhos (Robinson et al., 1994; Bolan et al., 1997; Corrêa et al., 2005).

---

[17] Para condições de pH de solo cultivado, $H_2PO_4^-$ é a forma predominante de P em solução. A participação de HPO_4^{2-} (também absorvida pela planta) torna-se maior com o aumento do pH do meio (Lindsay et al., 1989) (Figura 9).

[18] A concentração de P na solução do solo é, normalmente, inferior a 0,006 mmol L^{-1}, enquanto a de Ca, em um LA álico textura muito argilosa, da região amazônica, de 0 a 15 cm de profundidade, foi de 0,22 mmol L^{-1}, em condição natural, elevando-se para 2,74 mmol L^{-1} depois de calagem com 4,4 t ha^{-1} de calcário calcítico (Dr. T. Jot Smyth, informação pessoal). A comparação entre Ca-solução/P-solução sugere um tampão, ou fator capacidade, para Ca no solo, nessas condições, 457 vezes menor que para P.

A maior presença de Ca na solução de solo que recebeu $CaCO_3$ em quantidades equivalentes a $SrCO_3$ (valores semelhantes de pH final), diminuindo a dissolução de FN de Norte Carolina, é discutida por Khasawneh & Doll (1978) (Quadro 8). Deve-se lembrar que o FN de Norte Carolina é bem mais reativo que nossos FNs apatíticos.

Dreno-Planta

O comportamento diferencial entre plantas quanto à eficiência em absorver P de diferentes fontes de FN é compreendido pelo que já se discutiu até agora (Figura 16). Uma planta pode ser fonte de prótons, ao acidificar sua rizosfera, bem mais que outra, como também pode ser dreno de P e de Ca, com grandezas variáveis entre genótipos.

Estudos mais recentes têm demonstrado o expressivo efeito da acidificação da rizosfera de plantas sobre a solubilização de FNs. Plantas supridas de N amoniacal apresentam valores de pH da rizosfera até duas unidades inferiores ao do solo

Quadro 7. Efeito de pH, de dreno-P e de dreno-Ca sobre a dissolução de fosfato natural de Gafsa em 44 dias de equilíbrio

pH	Dreno-P	Dreno-Ca	Dissolução de P
	mg P	mg Ca	%
6,1	0	0	1,5
4,5	0	0	6,0
6,2	50	0	3,2
4,5	50	0	9,8
6,2	0	48	30,0
4,5	0	48	60,0
4,5	50	48	95,0

Fonte: Robinson & Syers (1990).

Quadro 8. Crescimento de milho em amostra de solo submetido a dois corretivos da acidez[1] e a doses de fósforo, na forma de fosfato natural de Norte Carolina

Dose de P	$CaCO_3$			$SrCO_3$	
	D_0	D_2	D_3	D_2	D_3
mg/vaso	g/vaso				
0	9,6	9,9	8,2	9,2	8,5
150	64,0	40,4	16,4	56,7	38,6
300	86,5	65,3	20,6	76,3	55,1
600	111,4	87,2	22,2	105,5	72,7

[1] Os níveis de calagem (D_2 e D_3) representam 32 e 60 $mmol_c\ kg^{-1}$ dos corretivos no solo.
Fonte: Khasawneh & Doll (1978).

não-rizosférico (Marschner, 1991). De modo semelhante, leguminosa-arbórea inoculada com rizóbio apresenta forte acidificação da rizosfera (Gillespie & Pope, 1990a,b). Esse efeito acidificante da rizosfera e a grande absorção de P e de Ca (Raij & van Diest, 1979) pela soja são, provavelmente, as razões dos excelentes resultados encontrados por Goepfert et al. (1976), citados por Raij et al. (1981), para fosfatos de baixa reatividade, como o de Araxá. Portanto, quando se generaliza a não-adequabilidade da aplicação de FNs de baixa reatividade em solo com pH superior a 5,5, pode-se incorrer num equívoco, ao desconsiderar o pH da rizosfera[19] da planta cultivada. Assim, um pH_{H_2O} = 6,0 na massa do solo pode ser reduzido a 4,5 na rizosfera, condição favorável à solubilização (aproveitamento pela planta e não pelo solo) desses fosfatos.

Embora a dissolução acumulada de um FN aumente com o aumento da dose aplicada no solo, a taxa de dissolução (unidade dissolvida/unidade aplicada) diminui. Dá-se isso como conseqüência de limitações impostas ao sistema pela competição por acidez e por drenos do solo, para os produtos Ca e P da dissolução do FN[20]. Algum aumento da dissolução, proporcionado pela planta, como dreno para esses elementos, como conseqüência da produção de mais biomassa, em resposta à maior dose de FN, poderá acontecer. Todavia, deve-se ter em mente que o dreno-planta, tanto para P como para Ca, é muito menor que o dreno-solo[21].

E como aumentar o dreno-solo para um FN em um cultivo? A aração e a gradagem de solos que receberam FN anteriormente devem causar maior dissolução desse material. Com a mudança das partículas do FN de lugar, aumenta a chance de que elas se localizem em uma região ainda não enriquecida com Ca e P (Kirk & Nye, 1986). Com essa mudança de posição da partícula de FN, tem-se efeito semelhante à renovação dos drenos para Ca e para P. Esse efeito foi avaliado por Novais et al. (1985). Para isso, foram testadas doses do fosfato de Araxá, em condições de laboratório e de casa de vegetação, correspondentes a 0,0, 1,0 e 3,0 t ha^{-1}, em um Latossolo Vermelho-Escuro, com pH_{H_2O} = 4,0, P-Mehlich-1 = 2 mg dm^{-3} e Ca^{2+} = 0,4 $cmol_c$ dm^{-3}. Durante três meses de incubação, os tratamentos foram submetidos a números variáveis de revolvimento (R). Depois da homogeneização inicial do fosfato com o solo (tratamento Ro), comum a todos os tratamentos, foram testados, ainda, os tratamentos: R_1 = revolvimento aos 45 dias após o início da incubação; R_2 = revolvimento aos 30 e 60 dias e R_5 = revolvimento aos 15, 30, 60 e 75 dias. No final do período de incubação, determinou-se a dissolução dos FNs pelo aumento do Ca^{2+} no

---

[19] Plantas submetidas a estresse de P estimulam a secreção de H^+ pelas raízes, proporcionando aumento da disponibilidade de P do solo deficiente (Moorby et al., 1988).

[20] Por mais que se aumente a dose de FN de baixa reatividade em algumas condições experimentais, não se conseguem produtividades tão altas como as obtidas com as fontes solúveis. O crescimento máximo de uma planta pode requerer uma concentração de P na solução do solo maior que o produto de solubilidade do FN permite (Rajan et al., 1996).

[21] Enquanto a soja acumula 19 kg ha^{-1} de P, na planta toda (de Mooy et al., 1973), a capacidade máxima de adsorção de P de um solo está em torno de 1 mg g^{-1} de P no solo = 2.000 kg ha^{-1} de P no solo de 0-20 cm de profundidade. A quantidade de 118 kg ha^{-1} de Ca acumulada na planta toda (de Mooy et al., 1973) pode ser encontrada em 0,295 $cmol_c$ dm^{-3} de Ca no solo, de 0-20 cm de profundidade.

solo, como mostram Khasawneh & Doll (1978). Posteriormente, todos os tratamentos receberam 4,6 t ha^{-1} de $CaCO_3$ + $MgCO_3$, com PRNT corrigido para 100 %, na relação molar Ca:Mg = 4:1. Os tratamentos receberam, também, adubação básica com macro (-P) e micronutrientes e cultivou-se sorgo granífero. A solubilização do fosfato de Araxá aumentou com o número de revolvimentos, de modo particular com o maior número de revolvimentos testado (R_5) (Quadro 9). Com a maior dose de FN aplicada (3 t ha^{-1}), em relação à menor (1 t ha^{-1}), o efeito do revolvimento decresce, porque diminui a chance de que uma partícula de FN, ao mudar de lugar, encontre uma região não enriquecida pelos produtos da dissolução de outras partículas, confundindo-se o efeito de dose com o de revolvimento, como indicado pela literatura (Rajan et al., 1996).

Todavia, os resultados relativos aos maiores valores de solubilização do Araxá não coincidiram com os maiores valores de crescimento e acúmulo de P na planta (Quadro 9). Os tratamentos com o maior número de revolvimentos, que causaram maior solubilização do fosfato, provocaram menor crescimento das plantas e menor acúmulo de P na sua parte aérea. Pode-se concluir que condições favoráveis à maior dissolução do FN podem levar, também, a uma passagem mais rápida do P da forma lábil, proveniente do fosfato, para a não-lábil, posteriormente. Assim, pode-se pressupor que condições de solo favoráveis à solubilização menos intensa sejam mais favoráveis ao dreno plantas, permitindo aproveitamento mais eficiente dessa fonte de P.

Quadro 9. Efeito do número de revolvimentos do solo e de doses do fosfato de Araxá sobre a solubilização estimada do fosfato, produção de matéria seca e fósforo acumulado na parte aérea de sorgo

Tratamento[1]		Parte aérea seca	P-planta
		g/vaso	mg/vaso
R_0A_0		2,325	1,4
R_1A_0		2,550	1,8
R_2A_0		2,603	2,2
R_5A_0		2,615	1,9
R_0A_1		4,347	4,6
R_1A_1		3,240	2,7
R_2A_1		3,807	3,4
R_5A_1		2,923	2,2
R_0A_3		6,203	6,6
R_1A_3		7,210	7,9
R_2A_3		6,740	6,5
R_5A_3		4,863	4,0
DMS 0,05[2]	-Revolvimento/Dose fósforo	1,070	1,4
	-Dose/Revolvimento fósforo	0,970	1,2

[1] R = revolvimento, tendo como índice o número de revolvimentos durante a incubação; A = fosfato de Araxá, tendo como índice a dose de fosfato testada (t ha^{-1}). [2] Diferença mínima siginificativa a 5 %, pelo teste de Tukey.

Fonte: Novais et al. (1985).

Tempo de Contato

Importante fator de controle da dissolução de FN, não presente explicitamente na figura 16, é o tempo de contato (equilíbrio) do FN com o solo.

A literatura mostra, com freqüência, que o maior tempo de contato solo-fosfato, que causa sua maior solubilidade, causa, também, menor disponibilidade de P para as plantas (Khasawneh & Doll, 1978; Novais et al., 1980, Novelino et al., 1985; Rajan et al., 1996), ou menor concentração de P-lábil, medida pela Resina de Troca Iônica (Smyth & Sanchez, 1982). Pode-se deduzir que, embora haja maior solubilização do FN com o aumento do tempo de contato com o solo, os produtos formados (P não-lábil) apresentam-se mais estáveis que o original, o FN. Para avaliar esse efeito do tempo de contato sobre a solubilização de fosfato de Araxá, Novais et al. (1980) incubaram três doses do fosfato (0,5, 1,0 e 2,0 vezes a capacidade máxima de adsorção de P do solo - CMAP) com amostras de dez Latossolos ácidos e pobres em Ca trocável, de modo geral, por quatro diferentes períodos de tempo de incubação (253, 133, 73 e 0 dias). As incubações foram iniciadas em datas diferentes, de modo que o plantio, em vaso, foi feito, em todos os tratamentos, no mesmo dia. Mesmo com doses de P bem elevadas, verificou-se decréscimo acentuado na eficiência do fosfato de Araxá como fonte desse nutriente para plantas de sorgo, com o aumento do tempo de incubação (Quadro 10). Os resultados indicaram que, mesmo havendo reação do fosfato com o solo ao longo do período de incubação, essa reação forma produtos de menor disponibilidade de P para as plantas que o fosfato original. Deve-se entender que o forte efeito negativo do tempo de incubação sobre a disponibilidade de P de uma fonte solúvel, dada a rápida formação de P não-lábil, é bem menos intenso, embora existente, para as fontes pouco reativas, como os nossos FNs apatíticos (Figura 17). No caso desses fosfatos, a lenta solubilização ao longo do ciclo da planta faz com que haja menos P em solução para tomar a rota não-lábil, como acontece com as fontes solúveis.

Resultados semelhantes foram obtidos por Novelino et al. (1985). Amostras de cinco Latossolos (valores de pH_{H_2O} entre 4,1 e 5,1 e teores de Ca^{2+} entre 0,10 e 0,23 $cmol_c\ dm^{-3}$), sem e com calagem (neste caso, pH_{H_2O} entre 5,3 e 6,0 e Ca^{2+} entre 1,75 e 3,30 $cmol_c\ dm^{-3}$), receberam fosfato de Araxá, numa dose equivalente a 1.000 kg ha^{-1} de P_2O_5 total, e foram

Quadro 10. Valores médios[1] de crescimento e absorção de fósforo pela planta, em resposta à aplicação de doses de fosfato de Araxá e de quatro tempos de incubação do fosfato com amostras de dez solos

Variável	Tempo (dia)			
	0	73	133	253
Produção de matéria seca (g/vaso)	8,7	8,0	7,5	6,6
P absorvido (mg/vaso)	13,2	10,9	10,3	8,0

[1] Apesar de efeito significativo para tratamentos (solo e tempo de incubação) e suas interações, os resultados médios apresentados dão uma visão geral do fenômeno estudado.
Fonte: Novais et al. (1980).

incubadas por períodos de tempo de 0 a 270 dias. A solubilização da apatita, medida pelo aumento do Ca trocável do solo, fracionamento das formas inorgânicas de P e extratores do "P-disponível" variaram conforme o tempo de incubação. Na presença da calagem, a solubilização foi menor que na sua ausência (Quadro 11).

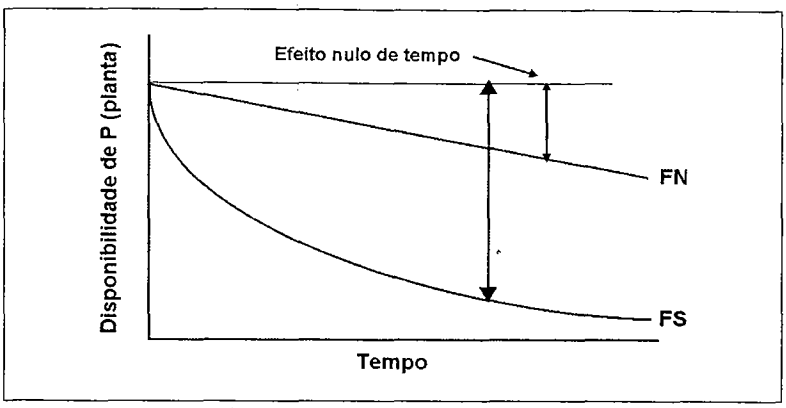


Figura 17. Efeito do tempo de incubação de fosfatos (natural (FN) e solúvel (FS)) sobre a disponibilidade de fósforo ou sobre o crescimento de planta.
Fonte: Adaptado de Novais et al. (1980); Novelino et al. (1985); Gonçalves et al. (1989).

Quadro 11. Valores médios da solubilização estimada[1] do fosfato de Araxá, crescimento e absorção de fósforo pelas plantas de sorgo e teor de fósforo no solo, por diferentes extratores do "P-disponível"[2], como variáveis de calagem e de tempo de incubação do fosfato de Araxá com amostras de cinco Latossolos

Variável	DMS[3] (5 %)	Sem calagem			Com calagem		
		Tempo de incubação (dia)					
		0	10	270	0	10	270
Solubilização (%)[1]	-	0	13	43	0	2	30
Mat. seca (g/vaso)	0,90	8,12	6,99	6,16	8,09	6,62	6,78
P-absorvido(mg/vaso)	0,77	4,89	4,06	3,73	5,15	4,30	4,41
P-Olsen (mg kg^{-1})	-	2,1	3,8	7,6	1,2	1,6	2,1
P-Bray-1 (mg kg^{-1})	-	8,2	11,4	18,6	3,4	3,6	5,9
P-Mehlich-1 (mg kg^{-1})	-	106	66	64	94	81	79

[1] Alteração do Ca trocável do solo (Khasawneh & Doll, 1978). [2] Os resultados para os extratores serão discutidos na seção Extratores. [3] Diferença mínima significativa (5 %) para tempo de incubação.
Fonte: Novelino et al. (1985).

A produção de matéria seca e a absorção de P pelo sorgo decresceram com o tempo de incubação, como conseqüência de reações secundárias entre o P solubilizado e o solo, com a formação de P não-lábil. Correlações significativas entre a solubilização da apatita[22], com 210 dias de incubação (valor não apresentado), e características do solo

[22] Uma das maneiras para medir a dissolução de um FN no solo, em diferentes tratamentos, é determinar as alterações no teor de P-Ca (Rajan et al., 1996).

associadas à adsorção de P (valores de r para CMAP = 0,832**; para constante k-Freundlich = 0,784** e para P-remanescente 50 mg L^{-1} = -0,737*), evidenciaram o efeito do dreno-P sobre a solubilização do FN, embora esse dreno deva ter sido, também, responsável pela redução na disponibilidade de P para o sorgo.

Aparentemente, para nossos solos, mesmo para aqueles com menor FCP, o efeito do tempo sobre FN, favorecendo a planta (P-disponível), e não o solo (fixação de P), parece não ocorrer. Pode-se ainda, dizer que esse efeito de tempo, diminuindo a efetividade de fontes de P em solos, aumenta com o aumento da reatividade ("solubilidade") do fosfato e do FCP do solo (e, como tem sido discutido neste capítulo, com algumas condições que favoreçam a solubilização do FN). Assim, quando se comenta a melhoria da eficiência de FN como fonte de P para as plantas, com o aumento do tempo de contato do fosfato com o solo, o que se tem, na verdade, é um efeito de tempo, diminuindo essa eficiência de modo menos pronunciado para o FN do que para as fontes solúveis[23] (Sarmento et al., 2001).

O efeito da aplicação antecipada do fosfato de Araxá e de fosfatos industrializados de maior solubilidade (superfosfato simples, termofosfatos e um fosfato parcialmente acidulado com 50 % de ácido sulfúrico), em relação à calagem e ao plantio de sorgo, foi avaliada por Kaminski & Mello (1984). Foram utilizadas amostras de três solos ácidos, e o calcário (carbonatos de Ca e de Mg na relação molar de 4:1) foi aplicado na dose necessária para elevar o pH dos solos a 6,0. Deve-se ressaltar que a dose de P utilizada (150 mg kg^{-1} de P_2O_5 total no fosfato) pode ser considerada baixa[24] para estudos em vasos. A maior eficiência dos fosfatos industrializados ocorreu quando aplicados juntos (30 dias antes do plantio, antecedência constante nos demais tratamentos) e a menor quando aplicados 90 dias antes do calcário, sugerindo a formação mais intensa de P não-lábil nessas condições (Quadro 12). Para o solo arenoso, não houve diferença entre as épocas de aplicação dos fosfatos, em relação à calagem (veja tratamentos no rodapé do quadro 12). Os resultados que mais chamam a atenção neste trabalho são os relativos ao fosfato de Araxá. No solo arenoso (Paredão Vermelho, com 9 % de argila), como o dreno-P predominante é a planta, e não o solo, qualquer época de aplicação do fosfato, em relação ao plantio, leva a resultados semelhantes (não diferentes entre si). Por outro lado, para os solos com maior FCP (o Bom Jesus, com 57 % de argila, e o LE, com 51 %), a aplicação antecipada do Araxá, em relação ao plantio, leva a menores produtividades que as da aplicação mais próxima ao plantio. Esses resultados indicam que o tempo necessário para maior solubilização é, também, responsável pela formação de produtos de menor disponibilidade de P para as plantas. É também curioso observar que com 90 dias de contato do FN com o solo mais ácido (Bom Jesus), antes da aplicação do calcário, obteve-se crescimento da planta menor que o obtido com aplicação do fosfato

---

[23] Essa maior tendência à linearidade, para o FN (e exponencial para a fonte solúvel), é conseqüência da solubilização, que continua com o tempo de contato do FN com o solo, como também a adsorção/fixação, ambos os fenômenos seguindo modelos exponenciais. Por outro lado, a fonte "imediatamente" solúvel tem como conseqüência do efeito do tempo apenas o decréscimo exponencial dos produtos da dissolucão (Figura 17).

[24] Doses consideradas como insatisfatórias para o crescimento ideal da planta são mais sensíveis a tratamentos que interferem na eficiência da fonte em suprir P para a planta.

Quadro 12. Crescimento do sorgo e fósforo absorvido pela planta, em vasos, em resposta à época de aplicação do fosfato de Araxá (150 mg kg^{-1} de P_2O_5 total no solo), em relação ao calcário, em amostras de três solos

Solo	Argila	pH_{H_2O}	Época[1]	Matéria seca	P-absorvido
	%			g/vaso	mg/vaso
Bom Jesus	57	4,5	A	1,03 c	1,07 b
			D	2,38 b	2,03 b
			J	5,32 a	6,33 a
LE	51	5,1	A	1,43 b	1,29 b
			D	1,99 b	1,64 b
			J	4,05 a	3,73 a
Paredão Vermelho	9	5,2	A	7,15 a	7,27 a
			D	7,21 a	7,45 a
			J	7,27 a	7,87 a

[1] A: fosfato antes (90 dias) do calcário; D: fosfato depois (90 dias) do calcário; J: fosfato e calcário na mesma época (30 dias antes do plantio; este tempo foi também mantido para a aplicação do calcário nos outros tratamentos). Para o mesmo solo, dentro de cada coluna, as médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, a 5 %.
Fonte: Kaminski & Mello (1984).

90 dias depois do calcário. Tal resultado indica que mesmo a acidez essencial à solubilização do fosfato, semelhantemente ao efeito do tempo, proporcionou maior acúmulo de formas de P menos disponíveis para a planta que a forma inicial do FN. Pode-se, também, conjecturar se, nesses solos com grande FCP, a acidez essencial à solubilização do FN teria como resultante prática a perda da efetividade do fosfato como fonte de P para as plantas. Embora no solo LE a aplicação do FN antes do calcário (tratamento A) não diferisse significativamente da sua aplicação depois do calcário (tratamento D), manteve-se a mesma tendência absoluta de ser o tratamento D melhor que o A. Também Raij & van Diest (1980) observaram que a aplicação antecipada de FN de baixa reatividade, como os FNs de Patos e Alvorada, em relação à época de aplicação do calcário, não contribuiu para melhor resposta de plantas de soja em vasos.

Solubilização de Fosfatos Naturais e Disponibilidade de Fósforo para as Plantas

Até então, os diferentes resultados mostraram que condições favoráveis à dissolução de FNs pouco reativos não levaram, necessariamente, a maior crescimento e absorção de P pela planta. Observa-se que uma fonte de P (FN), em dadas condições de solo e de planta (e de clima[25]), apresenta uma cinética ou taxa (a) de dissolução (Figura 16). Os produtos dessa dissolução são submetidos a uma cinética de aquisição pela planta (b) ou pelo solo (c e d). Imagina-se, inicialmente, que o FN seja um produto muito estável,

[25] Além da disponibilidade de água, o aumento de temperatura (condições tropicais x condições temperadas) pode fazer com que a dissolução de P aumente pelo aumento da adsorção de P pelo solo, aumentando o dreno-P para os produtos da dissolução do FN (Rajan et al., 1996).

pouco reativo. Se a cinética b (absorção pela planta) for mais rápida (maior demanda de P/unidade de tempo) que a cinética a (dissolução do FN, em P solubilizado/unidade de tempo), esse FN não irá suprir a planta, no tempo necessário, de todo o P requerido para o seu crescimento. Pode-se, minimizar o problema, aumentando o ciclo da planta, de modo que o P requerido seja absorvido em um período de tempo maior (diminui-se a cinética b, tornando-a mais compatível com a cinética a). Outra opção seria aumentar a cinética a (solubilização do FN), mantendo a mesma planta inicial, de ciclo curto. Para isso, como já se discutiu, podem-se aumentar a acidez (solo ou rizosfera), o dreno-P e, ou, o dreno-Ca[26]. O aumento da acidez implicará o cultivo de plantas tolerantes à acidez (à toxidez de elementos, como Al e Mn), e com baixa exigência de Ca. Eucalipto (Novais et al., 1990) e algumas gramíneas forrageiras (Sanchez & Salinas, 1983) adequam-se a esse perfil. O aumento do dreno-P, utilizando, por exemplo, solos com maior FCP (mais intemperizados e argilosos, com grande capacidade máxima de adsorção de P - CMAP), criará uma dificuldade adicional para a cinética b (absorção), pela seguinte razão: a cinética c (adsorção/fixação) é, de modo geral, muito mais rápida que a cinética b (absorção). Para condições de solo com baixo teor de P-disponível (solo-dreno-P), viu-se, anteriormente (Quadros 10 e 11), que a própria apatita de Araxá é uma fonte de P (cinética a mais satisfatória para a planta) que o P proveniente da dissolução e retido pelo solo em formas, predominantemente, não-lábeis. Para solos com baixos teores de P-disponível e altamente tamponados (grande FCP), quando ainda seriam caracterizados como dreno-P, a planta será beneficiada pelo maior suprimento de P, bloqueando-se a cinética c (adsorção/fixação). Embora, para isso, se possa pensar em diminuir grandes valores da CMAP dos solos, por tentativas como calagem (Haynes, 1984; Lindsay et al., 1989) e adição de MO (Iyamuremye & Dick, 1996) ou de silicato (Smyth & Sanchez, 1980a), boa solução prática para contornar a cinética c (dreno-P pelo solo) seria utilizar solos com menor FCP ou aplicar o fertilizante fosfatado (FN ou ST) localizadamente nesses solos com grande FCP (Corrêa et al., 2005).

Em nosso País, a utilização de solos de texturas médias tem apresentado boa solução para o problema (aumenta-se a eficiência do FN de baixa reatividade como fonte de P para as plantas, e não para o solo) (Quadro 13). Esse comportamento do FN de baixa reatividade em solos com grande FCP, com uma relação inversa entre dissolução do FN e disponibilidade do P liberado para a planta (Quadros 9, 10 e 11), permite o desenvolvimento de um modelo não utilizado em nossas condições. Se a fonte de P, mesmo os FNs de baixa reatividade, como nossas apatitas, é melhor supridora de P para a planta, sem a intermediação do solo, dada a estabilidade dos produtos formados (P não-lábil), é preciso repensar o modo de aplicação (incorporação) dos FNs para aumentar seu contato com o solo, generalizadamente recomendado. Maior contato das partículas do FN com o solo poderia ser recomendado para condições de baixo FCP

---

[26] Aumentar os drenos Ca e P, utilizando-se uma planta com maior absorção destes nutrientes, pode ser outra solução, embora o aumento do dreno destes nutrientes, mantendo-se o ciclo da planta constante, implique, também, o aumento da cinética b. Uma aparente solução para aumentar a cinética a (dissolução do FN) sem aumentar a cinética b (absorção de P) será utilizar plantas com maior absorção de Ca (aumentar o dreno-Ca) e com a mesma ou menor absorção de P (manter ou diminuir dreno-P).

Quadro 13. Produção de matéria seca da parte aérea de mudas de eucalipto, considerando solos, fontes e doses de fósforo aplicadas (teores totais na fonte)

Fonte	Dose de P	Solo[1]		
		LVm	LE	AQ
	mg dm^{-3}	g/vaso		
	0	0,02	0,04	0,26
FA	100	7,23	0,38	8,27
	200	12,97	0,60	11,70
	400	15,89	3,52	11,25
	0	0,02	0,04	0,26
ST	100	15,98	2,34	15,21
	200	15,65	5,23	18,87
	400	17,49	12,84	18,68

FA = Fosfato de Araxá; ST = superfosfato triplo.
[1] LVm: 17,6 % de argila, pH = 5,6; LE: 74,7 % de argila, pH = 5,3 e AQ: 14,1 % de argila, pH = 5,2.
Fonte: Novais et al. (1995).

(solos arenosos, solos orgânicos, solos pouco intemperizados, etc.) (Corrêa et al., 2005), uma vez que solubilização seria sinônimo de disponibilidade de P para a planta. O grande contato do FN com o solo, obtido com sua distribuição em toda a área e incorporação no solo, deverá ter como objetivo saturar o elevado poder de adsorção desses solos, favorecendo a planta quanto a futuras aplicações de fontes solúveis de P, apesar das dificuldades relativas às grandezas de FN necessárias à obtenção de alguma eficiência desse procedimento. Todavia, um tipo de aplicação que diminua o contato com o solo, particularmente com aqueles de maior FCP, mas que mantenha o maior contato possível com maior volume de raízes seria ideal. Seria esta a condição de favorecimento preferencial do dreno-planta em relação ao dreno-solo (a utilização de micorrizas é um exemplo desse tipo de favorecimento)? Não é o que temos feito até agora, uma vez que ênfase tem sido dada ao maior contato possível com o solo, qualquer que seja ele, mesmo aqueles com grande FCP (Lopes et al., 1982; Goedert et al., 1986; Goedert & Lopes, 1987; Novais et al., 1990).

O volume de tronco de eucalipto (*Eucalyptus camaldulensis*) com nove anos e sete meses de idade foi maior quando o fosfato de Araxá foi aplicado no sulco de plantio (174,7 m^3 ha^{-1}) do que quando aplicado a lanço, em faixa de 1,20 m de largura, e incorporado antes do plantio (140,6 m^3 ha^{-1}), como média das três doses de P testadas (Paredes F., 1996). Essas doses corresponderam a 100, 200 e 400 kg ha^{-1} de P_2O_5 total do FN. O solo utilizado no experimento tinha pH_{H_2O} = 4,7, 0,1 e 0,8 cmol$_c$ dm^{-3} de Ca^{2+} e Al^{3+}, respectivamente, e 430 g kg^{-1} de argila. Semelhantemente ao efeito da produtividade de tronco, a localização do FN no sulco de plantio proporcionou maior recuperação do P aplicado nas maiores doses de P, responsáveis por um crescimento mais satisfatório das árvores. Enquanto, para a aplicação de 200 kg ha^{-1} de P_2O_5 no sulco de plantio, as árvores

recuperaram 14,46 % do P aplicado, com a aplicação em faixa a recuperação foi de 6,96 %. Para a dose de 400 kg ha^{-1} de P_2O_5, esses valores foram de 16,58 e 8,01 %, respectivamente. Atualmente, a maioria das florestas brasileiras recebe uma aplicação de fosfato natural no sulco de plantio (sulco de subsolagem ou de ripagem, mais freqüentemente) numa dose que varia de 400 kg ha^{-1}, para os FNs reativos, a 600 a 700 kg ha^{-1}, para os de baixa reatividade, como o Araxá.

Resultados Experimentais com Fosfatos Naturais em Nossas Condições

A partir de meados da década de 70, intensificaram-se as pesquisas sobre a utilização de FNs no País, com ênfase na aplicação *in natura* desses materiais. Eles foram testados como fonte de P, tomando as fontes solúveis, como o superfosfato triplo (ST), como referência. Para essa comparação, foram utilizados a Eficiência Agronômica (EA) e o Equivalente-Supertriplo (Eq.ST):

$$EA = [(\text{Matéria seca obtida com a fonte - Matéria seca testemunha})/(\text{Mat. seca obtida com o ST - Matéria seca testemunha})]100 \quad (7)$$

Pode-se utilizar a quantidade de P absorvida pela planta no lugar de matéria seca produzida.

$$\text{Eq. ST} = (D_{ST}/D_X)\,100 \quad (8)$$

em que D_{ST} é a dose de P (ou de P_2O_5) total, na forma de ST, necessária à produção Y e D_x é a dose de P (ou de P_2O_5) total, na forma da fonte de P testada, necessária à mesma produção Y (Figura 18).

Quando nossas apatitas de baixa reatividade são comparadas com FNs de maior reatividade, como Gafsa, ARAD, Norte Carolina, e com fosfatos industrializados, como os termofosfatos e os fosfatos solúveis em água (Quadro 14), observa-se, com freqüência, que a absorção de P e o crescimento de planta correlacionam-se com a solubilidade dos fosfatos em ácido cítrico (Goedert & Lobato, 1980[27]; Goedert & Sousa, 1986[28]). Essa correlação justifica a semelhança de comportamento entre os FNs e as fontes solúveis, mesmo para culturas anuais, quando a dose aplicada é estabelecida com base no teor de P_2O_5 solúvel em ácido cítrico da fonte (Urquiaga et al., 1982; Bataglia et al., 1984).

---

[27] Goedert & Lobato (1980) concluíram que a resposta da soja ao FN de Patos (400 kg ha^{-1} P_2O_5 aplicados na área toda e incorporados) decresceu com o aumento das doses de calcário aplicadas em um LE com pH_{H_2O} = 4,2 e 2,0 $cmol_c\,dm^{-3}$ (Ca + Mg) solo. Resultados como este podem gerar especulações quanto à sua causa. Foi por diminuir a acidez do solo? Por aumentar o teor de Ca trocável em um solo com concentração inicial de Ca satisfatória? Por restringir a acidificação da rizosfera das plantas de soja em ambiente de pH maior? A mais eficiente utilização do FN como fonte de P para planta, em um solo como este (grande FCP), depende da ação solubilizadora do solo, formando formas de restrita reversibilidade, ou da ação da planta quando ela é o dreno mais próximo e preferencial para o P liberado do FN?

[28] Para a relação EA das fontes com solubilidade, Goedert & Sousa (1986) encontraram, para um primeiro cultivo com milho, em casa de vegetação, relações significativas para o extraído com ácido cítrico (R^2 = 0,88), citrato neutro de amônio (R^2 = 0,90) e P solúvel em água (R^2 = 0,90).

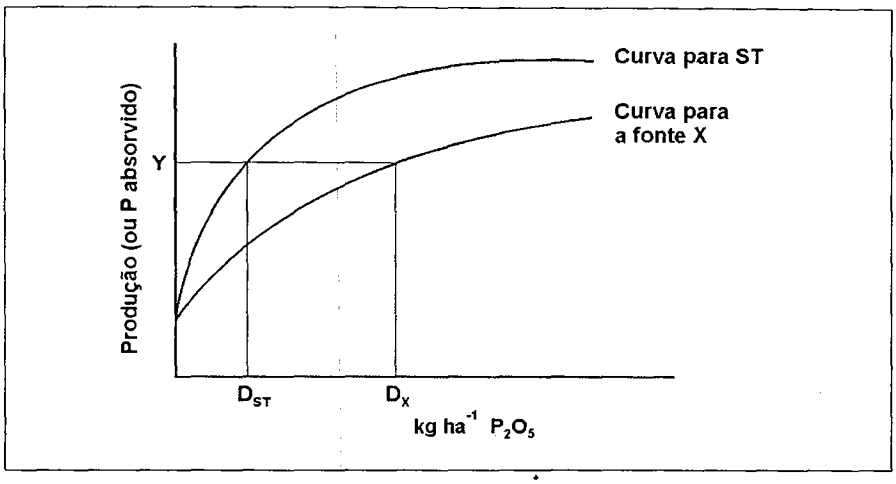


Figura 18. Cálculo do equivalente-supertriplo (Eq.ST) (Eq.8) (Observa-se que o Eq-ST vai depender da dose (D) de P_2O_5 escolhida (ou da produtividade y definida).

Quadro 14. Concentração de P_2O_5 total e de P_2O_5 solúvel (em relação ao P_2O_5 total) em ácido cítrico a 2 % (ou 20 g L^{-1}) (A.C., relação fosfato:extrator de 1:100), de fontes de fósforo industrializadas e de fosfatos naturais

Fonte	Total	A.C.	Total	A.C.	Total	A.C.	Total	A.C.	Total	A.C.	Total	A.C.
	%											
Fonte (literatura)	A		B		C		D		E		F	
Superfosfato triplo	45,5	40,4	-	-	46	44,9	53,3	45,2	47,4	40,5	-	-
Termofosfato magnesiano	17,5	15,6	17,7	16,3	18	17,4	19,5	16,7	15,9	14,6	-	-
Hiperfosfato (Gafsa)	27,3	12,6	27,4	12,0	28	12,5	30,0	14,3	28,2	12,3	-	-
Termofosfato IPT	27,9	8,6	27,8	8,4	26	8,2	30,8	9,0	28,7	8,6	-	-
Sechura	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	27,6	5,5
Fosfosfato Norte Carolina	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30,1	5,1
Alvorada	29,6	7,3	30,0	6,6	-	-	-	-	-	-	-	-
Olinda	25,9	4,9	25,6	5,3	26	5,2	-	-	-	-	-	-
Araxá	37,3	4,6	36,5	4,5	37	4,6	26,0[1]	4,1	37,6	4,7	-	-
Patos	23,8	4,5	24,2	4,8	26	5,4	25,8	6,7	24,3	4,8	-	-
Arad	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	33,7	4,1
Abaeté	24,0	3,9	23,9	4,1	21	4,6	21,0	4,3	21,4	3,7	-	-
Tapira	36,0	3,0	37,1	2,6	33	4,4	31,0	3,1	-	-	-	-
Flórida	-	-	-	-	33	7,2	-	-	33,1	-	33,7	2,7
Catalão (Brasinete)	36,7	2,3	37,3	2,5	-	-	-	-	37,7	2,5	-	-
Catalão (Metago)	38,3	2,2	37,3	2,5	38	3,0	41,8	2,6	-	-	-	-
Ipanema	39,2	2,3	39,9	2,9	-	-	-	-	-	-	-	-
Jacupiranga	31,6	2,1	33,3	1,9	35	2,5	36,9	2,2	-	-	-	-
Fosfato Al (MA)	28,7	2,1[2]	30,0	1,0[2]	-	-	-	-	30,5	1,0[2]	-	-
Fospal (Fosfato Al)	33,5	1,6[2]	32,4	0,7[2]	-	-	-	-	-	-	-	-

[1] Produto não concentrado. [2] Baixa solubilidade em meio ácido, mas alta solubilidade em solução neutra de citrato de amônio.

Fonte: A: Feitosa et al. (1978); B: Alcarde & Ponchio (1980); C: Kochhann et al. (1982); D: Lopes et al. (1982); E: Goedert & Lobato (1980); F: Saggar et al. (1993).

A baixa reatividade das apatitas brasileiras, em relação aos FNs de melhor qualidade, faz com que, comparados a superfosfato triplo, tenham comportamento insatisfatório como fonte de P para culturas anuais, embora melhor para cultivos de longa duração, como o capim-andropogon (Quadro 15). Nesse experimento, utilizou-se um LE com pH_{H_2O} (testemunha) entre 4,9 e 5,0 e Ca + Mg entre 1,6 e 2,1 $cmol_c\ dm^{-3}$, e seqüência de cultivos trigo, soja (dois anos), arroz, sorgo e capim-andropogon (três anos) durante oito anos (Goedert & Lobato, 1984). Os FNs menos reativos, como Patos, Araxá, Abaeté e Catalão, não promoveram aumentos significativos nas concentrações de "P-disponível", pelo Bray-1, ou de Ca trocável, indicando a baixa solubilização desses FNs durante os oito anos de duração do experimento. Por outro lado, Goedert (1983) estimou que 20 % do P aplicado na forma do FN de Patos, Araxá e Catalão permanecia na forma original depois de seis anos de contato com o solo (um LV de cerrado). Após o quinto cultivo no campo, os FNs de baixa reatividade apresentaram um efeito residual similar ao das fontes solúveis em água.

A diferença de comportamento entre espécies de ciclo curto, ante o suprimento de P por FNs de baixa reatividade, pode ser expressiva, como comentado ao longo deste subcapítulo. A EA média, para todas as fontes, foi de 66, 62 e 80 % para milho, trigo e soja, respectivamente. Considerando apenas os fosfatos Alvorada, Araxá e Patos, esses valores de EA foram de 65, 56 e 76 %, respectivamente. O efeito acidificante da rizosfera da soja parece ser a razão do melhor comportamento dessa espécie.

Alguns resultados de pesquisa têm mostrado inefetividade dos FNs de menor reatividade como fonte de P para plantas. De modo geral, esses resultados extremos

Quadro 15. Eficiência agronômica (EA) e equivalente superfosfato triplo (Eq.ST) de fontes de fósforo, durante oito anos de uma seqüência de cultivos em um LE de cerrado, em condições de campo

Fonte	Dose de P total	EA[1]			Eq.ST[1] Total
		Culturas anuais	Andropogon	Total	
	kg ha^{-1}	%			
Termomagnesiano	350	110	119	114	> 100
Gafsa	350	106	106	106	> 100
Florida	175	96	129	106	100
Tennessee	175	85	141	102	92
Pirocaua (MA)	350	81	84	82	62
Termo-IPT	350	88	98	92	76
Patos	350	56	91	70	44
Araxá	350	47	74	58	32
Abaeté	350	47	71	56	31
Catalão	350	26	43	33	15

[1] Tomando como base a absorção de P.
Fonte: Goedert & Lobato (1984).

parecem estar, também, ligados a condições experimentais desfavoráveis à detecção ótima do efeito esperado, como utilização de doses supostamente muito altas de FN (Novais et al., 1980; Cantarutti et al., 1981) ou subótimas (Ferreira & Kaminski, 1979; Goedert & Sousa, 1986); utilização de solos com elevados teores de Ca trocável (e saturação por Ca^{2+}) e, ou, que receberam altas doses de calcário (Ferreira & Kaminski, 1979; Goedert & Sousa, 1986; Vasconcellos et al., 1986a,b); limitações por um fator de produção adicional, como falta de chuvas (Braga et al., 1980). Provavelmente, o cultivo da soja em casa de vegetação, por um período de tempo insuficiente para que a acidificação da rizosfera se intensifique, o que ocorre após início da fixação biológica de N_2, poderá, também, explicar a limitada absorção de P desses FNs menos reativos.

Fontes Industrializadas de Maior Solubilidade

Superfosfato Simples

Obtenção: mistura estequiométrica de H_2SO_4 com fosfatos naturais (apatitas):

$$Ca_3(PO_4)_2 + 2H_2SO_4 + 3H_2O \rightarrow 2CaSO_4.2H_2O + Ca(H_2PO_4)_2.\ H_2O$$

18 % P_2O_5 solúvel em CNA (citrato neutro de amônio) + água

11 % S

19 % Ca

Superfosfato Triplo

Obtenção: mistura estequiométrica de H_3PO_4 com fosfatos naturais (apatitas):

$$Ca_3(PO_4)_2 + 4H_3PO_4 + H_2O \rightarrow 3Ca(H_2PO_4)_2.H_2O$$

43 % P_2O_5 total solúvel em CNA + água

13 % Ca

Fosfato Monoamônico ($NH_4H_2PO_4$)

Obtenção: neutralização parcial de H_3PO_4 pela amônia.

48 % P_2O_5 solúvel em CNA + água

9 % N

Fosfato Diamônico [$(NH_4)_2HPO_4$]

Obtenção: neutralização parcial de H_3PO_4 pela amônia

45 % P_2O_5 solúvel em CNA + água

16 % N

Termofosfato

Obtenção: fusão (1.450 °C) de fosfato natural (apatita ou fosforita) com uma rocha magnesiana (serpentina) e resfriamento rápido.

18 % P_2O_5 total

16,5 % P_2O_5 solúvel em ácido cítrico a 2 % (ou 20 g L^{-1})

20 % Ca

9 % Mg

Bio-Super

Obtenção: o ácido sulfúrico utilizado na produção do superfosfato simples é substituído por S e bactérias do gênero *Thiobacillus*, que oxidam o S, para a SO_4^{2-}, proporcionando a acidez responsável pela acidificação da rocha.

Considerações Finais

O efeito de maior tempo de contato do solo com fontes de P com diferentes reatividades deverá aumentar a solubilidade acumulada das fontes menos solúveis, mas, por outro lado, diminuir a disponibilidade de P para as plantas. Quanto mais reativo for o fosfato, mais prejudicial será o efeito do tempo de contato com o solo sobre sua disponibilidade de P para as plantas (Figura 19).

O cultivo de sorgo granífero em um LE, durante sete cultivos sucessivos, fertilizado com diferentes fontes de P - (FN) e fontes solúveis (FS) -, com a dose de 400 kg ha^{-1} de P_2O_5 total, aplicada a lanço e incorporada ao solo, mostrou resultados que justificam a figura 19. Uma EA (Eq.7) do fosfato de Abaeté, correspondente a 45 %, no primeiro ano, aumentou para 102 %, no sétimo ano. Essa comparação, para o fosfato de Patos, foi de 67 e de 124 %, respectivamente. A produção total de sorgo durante os sete cultivos, em resposta à aplicação de ST, foi de 19.151 kg ha^{-1}, ao passo que para o de Patos foi de 19.102 kg ha^{-1} (Vasconcellos et al., 1986b).

A figura 19 mostra que as FSs são adequadas ao cultivo de plantas em nossos solos mais intemperizados (aplicação localizada, material granulado, etc.) como sugerem Goedert et al. (1986). Todavia, essa adequabilidade é restrita a respostas rápidas (cultivos anuais, produtividades anuais de cultivos perenes como o café, etc.), e não à manutenção da resposta ao longo dos cultivos ou dos anos (Yost et al., 1982; Bolland & Gilkes, 1995). Para isso, produtos de menor reatividade que as FSs industrializadas e mais reativos que os FNs de baixa reatividade deverão ser utilizados. A correta compatibilização da FS, como arranque, e dos FNs, como manutenção de crescimento de eucalipto (Quadro 16) ou de pastagens (Lopes et al., 1982), tem-se mostrado solução adequada à grande demanda inicial de P pela planta e à manutenção de seu crescimento em idade de menor demanda desse nutriente.

Depois de tudo que se falou neste capítulo, o modelo aproximado para explicar a efetividade dos FNs como fonte de P para as plantas é o seguinte:

Ha grande diferença entre ser a fonte de acidez solo ou planta (rizosfera), no sentido de direcionar o P da dissolução do FN, de modo preferencial, para o solo, ou para a planta, respectivamente. A acidificação proporcionada pela raiz, junto às partículas do

FN, deverá ter, como conseqüência da dissolução do FN, o favorecimento da própria planta, ao passo que a acidificação do solo, na ausência de raízes, teria o próprio solo como dreno único para o P liberado. A planta pode fazer com que o pH da rizosfera seja inferior ao da massa do solo. Há, portanto, dois compartimentos com valores de pH distintos - solo não-rizosférico e solo rizosférico. Como sugerido, cada um desses compartimentos pode proporcionar acidificação necessária à solubilização do FN, levando a um "consumo" do P liberado (adsorção/fixação ou absorção) pelo compartimento que supre a acidez (solo ou planta). Há, também, dois compartimentos distintos, que atuam como drenos para o Ca, oriundos da dissolução do FN: o solo (CTC)

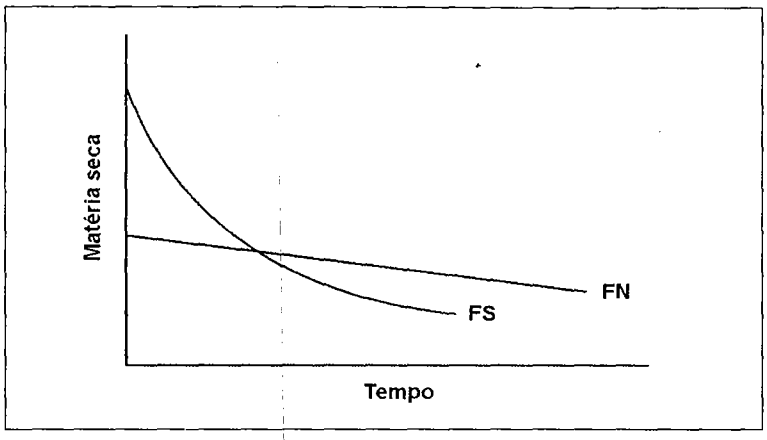


Figura 19. Efeito do tempo de contato de fontes de fósforo solúveis em água (FSs) ou de fosfatos naturais pouco reativos (FNs) com o solo sobre o crescimento de plantas em cultivos sucessivos ou sobre o crescimento de plantas perenes, com uma única aplicação inicial da fonte de fósforo.

Quadro 16. Produtividade de matéria seca de tronco de *Eucalyptus grandis* com cinco anos de idade e eficiência de recuperação de fósforo e de cálcio pelas árvores, influenciada por doses de fosfato de Patos e da mistura NPK 10-28-6, em Bom Despacho (MG)

Tratamento		Matéria seca	Eficiência de recuperação	
Patos[1]	NPK[2]	Tronco	P	Ca
t ha^{-1}	g/planta	t ha^{-1}	%	
2	150	95,2	10,9	40,7
2	75	88,1	9,9	28,2
2	0	49,0	8,4	25,9
1	150	82,1	11,9	38,1
1	0	55,4	12,3	30,4
0	150	54,4	30,1	-
0	0	42,4	-	-

[1] O FN de Patos foi incorporado com grade, em toda a área da parcela, 30 dias antes do plantio. [2] NPK aplicado no sulco, durante o plantio.
Fonte: Leal et al. (1988).

e a planta (absorção). A concentração de P na rizosfera, a planta crescendo e absorvendo esse nutriente, deverá ser menor que na solução do solo não-rizosférico (condição para a manutenção do fluxo difusivo). Essa menor concentração de P na região rizosférica é favorável à dissolução do FN nas proximidades da raiz e à conseqüente absorção de P pela planta. Por outro lado, o Ca, do próprio solo ou do FN, poderá acumular-se na região da rizosfera (Lorenz et al., 1994), dado seu transporte predominante por fluxo de massa e poder esse mecanismo suprir a raiz de mais Ca do que o absorvido pela planta. Tudo isso leva a crer que a dissolução dos FNs, para suprir de P, preferencialmente a planta é mais dependente do solo, como dreno-Ca, e da planta, como dreno-P e fonte de prótons.

FÓSFORO ORGÂNICO NO SOLO

Dá-se, em nossas instituições de ensino e de pesquisa, de modo geral, forte ênfase ao fósforo inorgânico (P_i), com clara indiferença em relação ao fósforo de compostos orgânicos (P_o). Isso parece ser conseqüência, principalmente, de uma agricultura de grandes insumos. As características de solos altamente intemperizados e a virtual "ausência" de "P-disponível" fizeram, originalmente, com que cultivos anuais com alta produtividade, como tem ocorrido nos cerrados, somente fossem conseguidos com a aplicação de altas doses de fertilizantes fosfatados, esquecendo-se a contribuição do P_o, possivelmente por ser pequena. Mas seria sempre pequena? Mesmo para cultivos perenes, como pastagens e florestas? Para a agricultura de pequenos insumos ou em solos orgânicos, não é importante?

Fósforo Orgânico em Solos Tropicais

Machado et al. (1993), estudando 44 solos da região sul do Estado do Rio Grande do Sul e mais quatro solos do planalto do Estado, determinaram P_o, P total e a relação C/P (esta apenas para os 44 primeiros solos). Os valores de P_o variaram de 45 a 519 mg dm^{-3}, os de P total de 78 a 1.162 mg dm^{-3} e os de C/P de 127 a 320. Observou-se correlação significativa entre P_o e o MO (r = 0,76) e P total (r = 0,97). A concentração de P_o correspondeu a 57 % do P total para a região sul e a 53 % para os solos do planalto. Neste sentido, Condron et al. (1990), estudando 20 amostras de solos do nordeste brasileiro e três de Gana, incluindo Alfisols, Ultisols, Oxisols e Vertisols, principais solos dessas regiões, encontraram concentração média de P total igual a 482 mg kg^{-1} (valores entre 40 e 1.588 mg kg^{-1}) e de P_o igual a 208 mg kg^{-1} (valores entre 24 e 1.253 mg kg^{-1}), com participação média para o P_o de 43 % do P total.

O acúmulo de formas orgânicas de P nos solos, principalmente nos mais ácidos e argilosos, com maior FCP, condições que limitam nos trópicos a disponibilidade deste nutriente, pode ser de grande importância para a agricultura nos trópicos, sobretudo para a agricultura de baixa utilização de insumos. Esse acúmulo, de modo geral, faz com que o conteúdo de P_o nos solos mais intemperizados varie em torno de 50 %, sendo maior nos solos mais argilosos, com maior teor de C orgânico, menor pH e sob temperaturas mais amenas (Turner et al., 2003).

O fracionamento de P_i e P_o de mostra(0–15 cm de profundidade) de um Utisol do Peru indicou concentrações iniciais de P total (Σ de todas as frações) igual a 229 mg kg^{-1}, constituídas de 47 mg kg^{-1} de ΣP_i e de 101 mg kg^{-1} de ΣP_o (o P residual foi igual a 81 mg kg^{-1}). Cultivos anuais de solos, por 13 anos, sem a adição de fertilizantes, fizeram com que a concentração inicial de P_o diminuísse para 59 mg kg^{-1}, mesmo que a partir do quarto ano a produção de grãos fosse essencialmente zero. Para a parcela fertilizada, a concentração de P_o aumentou para 120 mg kg^{-1} (Beck & Sanchez, 1994). Concordando com Beck & Sanchez, Buehler et al. (2002) observaram que o acúmulo do P_o é propiciado pela conversão do P_i em formas orgânicas desse elemento, em decorrência da adição de fertilizantes, ou mesmo da queima de restos vegetais (Garcia-Montiel et al., 2000). Esses resultados indicam o caráter-fonte da forma de P_o em condições de cultivo sem suprimento de fertilizantes fosfatados à imobilização de P_i na forma de P_o quando solos originalmente pobres em P são fertilizados com P_i. Manutenção ou aumento da concentração de P_o, com cultivos de solos do Nordeste semi-árido, em resposta à aplicação de fertilizante fosfatado, foram também observados por Tiessem et al. (1992).

Formas de Fósforo Orgânico

As formas de P orgânico (P_o) no solo são identificadas em extratos submetidos à cromatografia, à eletroforese e, mais recentemente, à espectro-fotometria de ressonância nuclear magnética de ^{31}P (^{31}P-RMN) (Taranto et al., 2000; Toor et al., 2003; Turner et al., 2003; Makarov et al., 2005). Com a utilização da ^{31}P-RMN, a partir do trabalho de Newman & Tate (1980), a identificação de grupos de compostos com P_o tornou-se operação mais simplificada. Esses principais grandes grupos ou formas de P_o em extratos de solo, identificados pela ^{31}P-RMN (Figura 1), são:

1. Ortofosfatos de monoésteres (R-O-PO_3)
2. Ortofosfatos de diésteres (R-O-PO_2-O-R')
3. Fosfonatos (R-PO_4),

além dos fosfatos inorgânicos ortofosfatos (PO_4^{3-}) e pirofosfatos ($P_2O_7^{3-}$).

Dentre as formas orgânicas de P, os ortofosfatos de monoésteres, representados principalmente pelos hexafosfatos de inositol (fitatos), atingem de 50 a 90 % do P_o do solo, enquanto os ortofosfatos de diésteres correspondem, em média, a 2 % (Nzguheba et al., 2005). Essa predominância dos fitatos deve-se, pelo menos em parte, à sua elevada afinidade pelos oxidróxidos de Fe e Al. Segundo Martin et al. (2004), esses fosfatos são adsorvidos com maior energia que o ortofosfato.

Fosfatases

A compreensão do modelo de disponibilidade de P para as plantas não será completa se o envolvimento das fosfatases não for discutido (Bieleski, 1973), uma vez que de 30-70 % do P total do solo encontra-se na forma orgânica. Em solos de floresta, esse valor tende a ser bem maior (Marschner, 1995). Formas de P_o terão de ser transformadas em P_i,

para que se tornem disponíveis para as plantas (Richardson et al., 2000, 2001). A hidrólise, que proporciona essa clivagem de P_i de formas orgânicas, é reação catalisada pelo envolvimento de enzimas genericamente denominadas fosfatases. Dependendo do pH do meio, responsável pela otimização da sua atividade, as fosfatases são classificadas em fosfatases ácidas, produzidas por plantas e microrganismos, com pH ótimo na faixa de 4-6, e fosfatases alcalinas, produzidas por microrganismos[29].

Tipos de fosfatases são identificados de acordo com o composto que essas enzimas hidrolisam (Figura 20). Já foram identificadas fosfomonoesterases (fitases), fosfodiesterases, fosfotriesterases, metafosfatases, pirofosfatases, etc. (Eivazi & Tabatabai, 1977). A atividade das fosfatases em solos é avaliada pela quantidade de P_i liberado ou pela quantidade do radical orgânico liberado ao incubar solo com P_o.

As fosfatases ácidas são enzimas adaptativas, influenciadas pela demanda de P das plantas, com atividade inversamente relacionada com a disponibilidade de P_i (Yun & Kaeppler, 2001; Nanamori et al., 2004). Essa relação inversa faz com que o P_o do solo, como fonte de P_i para a planta, tenha sua importância reduzida nos cultivos com alta tecnologia, com a utilização de grandes doses de P solúvel, como em cerrados, em geral.

Têm sido encontradas correlações positivas de atividade de fosfatases com C orgânico (Dick et al., 1988), justificando o decréscimo da atividade enzimática com o aumento da profundidade do perfil do solo (Crouse, 1996) e com a diminuição da população microbiana (Tarafdar & Jungk, 1987) ou do teor de Mg do solo, como ativador enzimático (Harrison, 1983). A atividade das fosfatases é dependente da espécie de planta (Yadav & Tarafdar, 2001; Chen et al., 2003; Li et al., 2004).

Biomassa de Microrganismos

O predomínio da mineralização do P_o sobre a imobilização de P_i do solo, suprindo de P as plantas, depende da concentração de P do resíduo orgânico disponível para a respiração de microrganismos. Em termos gerais, a concentração crítica de 2 g kg^{-1} de P

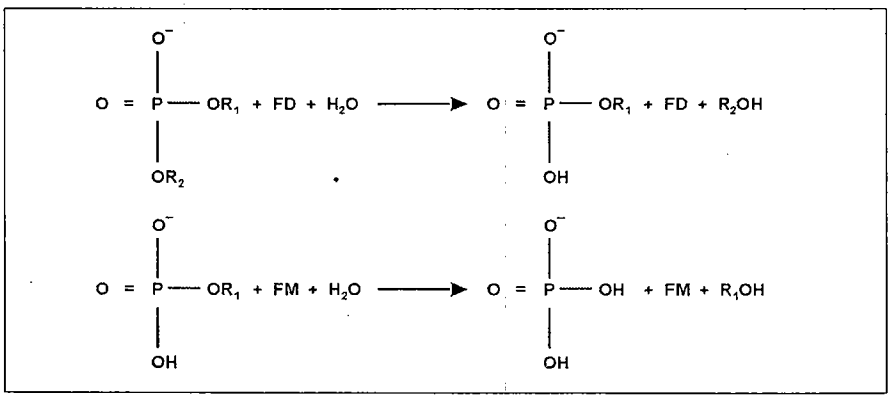


Figura 20. Reações de hidrólise enzimática de fósforo de compostos orgânicos, catalisadas por fosfatases (fosfodiesterase = FD e fosfomonoesterase = FM).

[29] Fungos produzem fosfatases ácidas e alcalinas (Marschner, 1995).

no resíduo mantém os processos de mineralização e imobilização em equilíbrio. Acima de 0,2 % ou 2 g kg^{-1}, predomina a mineralização; abaixo, a imobilização. Em termos de relação C:P, abaixo de 200:1 predomina a mineralização e acima de 300:1 a imobilização (Dalal, 1977). A imobilização de P_i na biomassa de microrganismos é o processo predominante, quando resíduos pobres em P, como os de vegetação natural em condições tropicais, em geral, ou pobres em P pela própria característica do resíduo, são incorporados ao solo. Portanto, é de esperar que a adição de glucose ao solo cause aumento na biomassa de microrganismos e uma diminuição no P_i extraível, dada sua imobilização, como conseqüência do aumento da relação C:P.

O declínio de P_o com o cultivo de solos anteriormente mantidos com pastagens ou seu aumento em solos reflorestados, anteriormente com cultivos, ao longo dos anos, está intimamente relacionado com o conteúdo de P da biomassa de microrganismos (Brookes et al., 1984). A contribuição dessa biomassa para o P-disponível pode ser significativa em condições de agricultura em clima temperado (Magid et al., 1996). Uma mineralização da biomassa de microrganismos da ordem de 7 kg ha^{-1} ano^{-1} (valores entre 2,4 e 9,6), como média de seis solos cultivados, e de 23 kg ha^{-1} ano^{-1} (valores entre 23 e 40,3), em oito solos de pastagens, foi obtida por Brookes et al. (1984). Esses autores observaram, ainda, que cerca de 3 % do P_o total em solos aráveis, constituía o P-biomassa e de 5 a 24 % em solos de pastagens. Quando o solo arável foi deixado para florestas, o P_o dobrou em cem anos e o P-biomassa aumentou onze vezes. Esses resultados indicam que, para pastagens, o suprimento de P para as plantas pela biomassa de microrganismos pode ser significativo. Isso explica, em parte, por que o teor de "P-disponível" é maior para o estabelecimento da pastagem que para a manutenção de seu crescimento.

Em amostras de 17 solos, a biomassa de microrganismos foi constituída, em média, de 25 % de bactérias (valores entre 10 e 40 %) e 75 % de fungos (valores entre 60 e 90 %). O predomínio de fungos ocorreu em todos os solos (Anderson & Domsch, 1980). Extensa literatura, citada por esses autores, mostra o grande predomínio de fungos sobre bactérias, como constituintes da biomassa de microrganismos dos solos.

O Fósforo Orgânico e a Eutroficação de Águas

Embora a contaminação de cisternas e de águas superficiais por nitrato seja motivo de preocupação (Jennings, 1996), dada a grande mobilidade desse ânion no solo, o P, apesar de sua virtual "imobilidade", tem merecido preocupação crescente como componente importante da eutroficação de águas superficiais.

No Brasil, a eutroficação de águas causada pela aplicação de fertilizantes químicos ou de dejetos de origem animal parece ainda distante (Basso et al., 2005), dados os baixos valores médios atuais de P-lábil e os altos valores de FCP, que limitam a dessorção de P desses solos, restringindo a presença de P reativo-solúvel (PRS) e, por conseguinte, a contaminação de águas superficiais e subterrâneas.

Por outro lado, a utilização sistemática e intensa de dejetos e de outras fontes orgânicas de P, como se faz atualmente em olericultura, poderá fazer, no futuro, com que a eutroficação de águas, com todos os seus inconvenientes ambientais, de difícil solução, se estabeleça.

A adição de dejetos ao solo reduz a capacidade de adsorção de P, aumentando o teor de P disponível, causando maior mobilidade no perfil, de formas orgânicas solúveis de P (POS) (James et al., 1996; Toor et al., 2004), como também acontece em ecossistemas florestais (Qualls & Haines, 1991). Mesmo em solos que receberam apenas fertilizantes minerais, apesar da menor mobilidade do P no solo, em relação à aplicação de esterco, observou-se que a fração predominante de P no lixiviado era POS, associado a compostos de grande massa molecular (Chardon et al., 1997). A virtual ausência de formas inorgânicas solúveis de P (PRS) no lixiviado, observada por esses autores, indica que o controle da CMAP sobre as perdas de P por drenagem em perfis de solos atua sobre as formas inorgânicas de P, mas não sobre as orgânicas. Como conseqüência, a utilização de P na forma de esterco e de outras fontes orgânicas proporciona o transporte de P para maiores profundidades no solo que na forma de fertilizantes químicos, para doses semelhantes de P aplicadas (Eghball et al., 1996). A diminuição de 41 % na "energia de ligação" do P, embora sem alterar a CMAP (Field et al., 1985), ou a diminuição da adsorção de P (Sharpley et al., 1993), como resposta à aplicação de efluentes e esterco ao solo, mostram uma diminuição na restrição de transporte de P no solo (perdas por drenagem), mesmo para as formas inorgânicas de P (PRS).

Assim, perdas de P de áreas cultivadas com adequado controle de erosão, embora sejam mínimas em termos econômicos, quando significam ganhos para os ambientes aquáticos, podem ser desastrosas. O crescimento de certos tipos de "algas azuis" (cianobactérias) nessas condições pode causar a produção de neuro e hepatotoxinas, sem alterar gosto e odor, criando problemas para o tratamento dessas águas para o consumo humano. Essas toxinas têm causado morte de animais nas fazendas que consomem águas contaminadas (Kotak et al., 1993). Morte de pacientes submetidos à hemodiálise, utilizando águas com essas toxinas, mesmo quando submetidas aos processos de tratamento convencional, foi observada no País.

A perda de produtividade em áreas recém-abertas, submetidas a cultivo itinerante, tem como causa maior a mineralização do P_o e a subseqüente transformação do P_i mineralizado em formas não-lábeis. Durante um período de cultivo de cinco anos, em média, sem a adição de fertilizante, em um cultivo de mandioca, houve diminuição de 2–3 mg kg^{-1} de P-disponível apenas, mostrando não ser essa perda de P_i a causa principal da perda de produtividade com os anos de cultivo, mas a transformação do P_o em P_i e sua retenção em formas não-lábeis (Tiessen et al., 1992).

Ouve-se, com freqüência, que plantas, como samambaia e sapé, são indicadoras de solos ácidos, distróficos e com baixo potencial produtivo. Muitas dessas condições de solo, associadas a maiores altitudes, têm condicionado a formação de horizontes orgânicos superficiais, escuros, em perfil latossólico-avermelhado, em geral. À medida que a fase mineral, anteriormente fonte de P (e de outros nutrientes), adquire uma característica cada vez mais marcante de dreno, estabelecem-se condições para a formação desses horizontes orgânicos. O acúmulo de matéria orgânica, dadas as condições não-favoráveis à mineralização de resíduos orgânicos que se acumulam no solo, seria uma "solução" para estocar nutrientes, sem favorecer a interferência negativa da fase mineral na manutenção de nutrientes ciclados no sistema solo-planta, em formas disponíveis. A lenta mineralização da fase orgânica (mantendo o P_o mais constante) é garantia de

suprimento mais gradual, como um "fertilizante de liberação lenta" de P e de outros nutrientes para o excelente crescimento de plantas, como o eucalipto, o café, pastagens etc., nessas condições.

Destruir a MO em solos-fontes, em condições não- tropicais, implica alguma redução no poder-fonte da fase mineral desses solos; destruir a MO em solos-drenos, em condições tropicais, significa, por outro lado, favorecer o poder-dreno desses solos. Assim, a perda do horizontes orgânicos, ou ricos em MO, desses solos, que os tornam tão produtivos, deverá transformar um sistema que se auto-sustenta em outro altamente dependente de fertilizações maciças, particularmente de P, para manter-se produtivo, como nos padrões anteriores.

EXTRATORES

A avaliação do "P-disponível" de um solo tem sido feita com o uso de soluções extratoras com características constitutivas diversas, quanto à acidez, diluição, tamponamento, presença de compostos complexantes, fósforo marcado, etc. e, mais recentemente, com a Resina de Troca Aniônica (Quadro 17). As extrações do "P-disponível" fornecem valores que variam entre intensidade (I) e quantidade (Q), às vezes, até mesmo parte do P não-lábil (NQ), dependendo das propriedades do extrator e das

Quadro 17. Extratores do "P-disponível" mais freqüentemente utilizados

Denominação	Composição	Relação solo:extrator	Referência
Ácido cítrico	Ácido cítrico a 2 % (ou 20 g L^{-1})	1:10	Dyer (1894)
Bray-1	HCl 0,025 mol L^{-1} + NH_4F 0,03 mol L^{-1}	1:10[1]	Bray & Kurtz (1945)
Bray-2	HCl 0,1 mol L^{-1} + NH_4F 0,03 mol L^{-1}	1:17[1]	Bray & Kurtz (1945)
$CaCl_2$	$CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1}		Schofield (1955)
Egner	Lactato de Ca 0,01 mol L^{-1} + HCl 0,02 mol L^{-1}	1:20	Egner et al. (1960)
IAC	H_2SO_4 0,025 mol L^{-1}	1:10	Catani & Gargantini (1954)
Mehlich-1	HCl 0,05 mol L^{-1} + H_2SO_4 0,0125 mol L^{-1}	1:4[1]	Mehlich (1953)
Mehlich-2	NH_4F 0,015 mol L^{-1} + CH_3COOH 0,2 mol L^{-1} + NH_4Cl 0,2 mol L^{-1} + HCl 0,012 mol L^{-1}	1:10	Mehlich (1978)
Mehlich-3	NH_4F 0,015 mol L^{-1} + CH_3COOH 0,2 mol L^{-1} + NH_4NO_3 0,25 mol L^{-1} + HNO_3 0,013 mol L^{-1} + EDTA 0,001 mol L^{-1}	1:10	Mehlich (1984)
Morgan	CH_3COOH 0,54 mol L^{-1} + $NaC_2H_3O_2$ 0,7 mol L^{-1} (pH = 4,8)	1:10	Morgan (1941)
Olsen	$NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1} (pH = 8,5)	1:20	Olsen et al. (1954)
Resina	Resina de Troca aniônica		Amer et al. (1955)
Resina	Resina Mixta (catiônica + Aniônica)		Raij et al. (1986)
Truog	H_2SO_4 0,001 mol L^{-1} + $(NH_4)_2SO_4$ ajust. pH 3,0	1:100	Truog (1930)

[1] No Brasil, esses extratores têm sido utilizados numa relação solo:solução de 1:10 (Muniz et. al. (1987).

condições de extração, sem informar sobre o fator capacidade (Q/I). Na verdade, a quantidade extraída vem quase toda do P adsorvido - fator quantidade - uma vez que o P em solução - intensidade - é, em condições normais, extremamente menor que a da primeira fonte. Portanto, apesar de o "P-disponível", em diferentes extratores, ser considerado medida de Q, o P extraído é, na verdade, apenas uma fração desse fator, podendo essa fração variar de um solo para outro. As limitações da utilização do "P-disponível" como medida de Q são, portanto, óbvias.

Ao longo de todo o texto, tem-se usado P-disponível (sem aspas) como valor de P no solo, em termos absolutos, que a planta pode acessar e absorver. Nesse caso, 20 kg ha^{-1} de P-disponível num solo é a quantidade de P que poderá ser absorvida por uma planta. O solo tem, nesse exemplo, o poder de ceder 20 kg ha^{-1} de P à planta. Um extrator que estimasse esse valor seria o ideal, embora fosse uma utopia segundo os conhecimentos atuais. Ceder sugere uma postura passiva de uma planta diante de um solo, este a única entidade ativa, "supridora" de P para a planta. Em alguns casos, a planta "toma" P de um solo aparentemente além do valor (Q + I) que o solo cederia. A acidificação da rizosfera de uma planta, mais do que de outra, pode fazer com que formas de P ligado a Ca no solo (P-Ca), em forma não-lábil, sejam absorvidas (Hedley et al., 1982). Assim, o P-disponível, valor absoluto, dependerá não apenas do solo (o P-solução mais o P-lábil), mas também da planta (comportamento diferencial em termos de rizosfera), da fonte de N suprida para a planta (NH_4^+ acidifica a rizosfera e NO_3^- a basifica), da associação com microrganismos (micorriza aumenta a eficiência da planta em absorver P de formas menos acessíveis), etc.

E o "P-disponível", o que seria? As aspas indicam ser algo parecido, próximo, não verdadeiro, uma imitação do P-disponível, este, sim, "verdadeiro" (aspas foram colocadas no verdadeiro, pela falta de certeza sobre seu real significado).

Pode-se, então, propor que o "P-disponível" esteja relacionado com o P-disponível. Em linguagem estatística, pode-se dizer que há correlação (significativa) entre essas duas medidas, como há entre um caminhão e uma réplica perfeita, em miniatura, desse caminhão. O "P-disponível" é caracterizado por um valor que pode ser uma simples fração do P-disponível ou até mesmo maior do que este. A grandeza do "P-disponível", em princípio, nada tem a ver com a real grandeza do que a planta pode acessar; apenas, correlaciona-se com a grandeza que a planta acessa ou com o seu crescimento, quando a planta tem o crescimento como variável do "P-disponível". Esse conceito de "disponível" foi estabelecido por Bray (1947), envolvendo a necessidade de correlação entre o que o método extrai do nutriente do solo e o crescimento da planta[30]. Portanto, em grande número de solos, se houver correlação significativa entre o que o método extrai o crescimento de plantas (e, ou, o seu conteúdo de P), o P extraído por esse método é considerado "P-disponível". Não importa se entre os diversos métodos utilizados, como

---

[30] Coca-Cola foi considerada excelente extrator de "micronutrientes-disponíveis" do solo, particularmente de Mn. Quarenta e nove por cento da variação do Mn acumulado em plantas de trigo, no campo, foi explicada pelo Mn-Coca-Cola, ao passo que para o DTPA esta explicação foi de 39 %. A extração de Mn do solo com a Coca-Cola foi de 165 % o Mn-DTPA. A correlação entre o "Mn-disponível" pelos dois extratores foi de 0,879**, em amostras de 60 solos (Schnug et al., 1996).

os de Mehlich, Bray, Olsen, Resina, etc., as quantidades de P extraídas não sejam as mesmas, como de fato acontece. Os valores do "P-disponível" considerados níveis críticos (NCs)[31] serão também variáveis entre esses métodos. Para um mesmo solo, o NC, por um extrator, pode ser de 10 mg dm^{-3} de P e, por outro, pode ser de 50 mg dm^{-3}. Torna-se evidente a necessidade de saber qual o extrator utilizado em uma análise de solo para interpretar o valor do "P-disponível" encontrado e qual o NC ou "faixas de disponibilidade" para esse extrator. Essas informações variam conforme o extrator porque se mede "P-disponível", e não P-disponível.

E o P-extraível, o que seria? Como a simples presença, ou não, de aspas poderia trazer dificuldades à compreensão da diferença entre o que os extratores (ou métodos) obtêm e o que de fato existe, como discutido, alguns autores preferem utilizar P-extraível, em substituição a "P-disponível". A dificuldade para essa opção é que qualquer extrator, independentemente de a concentração de P obtida correlacionar-se, ou não, com o crescimento da (ou com o P acumulado na) planta, determina-se um valor, com ou sem utilidade.

Quando esse nutriente é o único limitante de seu crescimento, os valores de P extraído por esse novo método poderão ser inferiores, iguais ou superiores aos de outros métodos, já consagrados, o que não invalida sua efetividade em medir o "P-disponível". Essa fase de correlação (verificação da correlação entre o método e a planta) é feita com muitos solos, em casa de vegetação, procurando otimizar todos os demais nutrientes nos solos e demais condições de crescimento da planta (pH, água, temperatura, etc.). Satisfeita essa fase de correlação, passa-se para uma fase de campo, onde se procura calibrar (calibração) os resultados de "P-disponível" com a produtividade da cultura e doses de fertilizante fosfatado, necessárias ao crescimento ótimo ou econômico dessa cultura.

Para Mehlich-1, valores subestimados do "P-disponível" têm sido verificados, com freqüência, em solos argilosos, de modo especial naqueles com pH mais elevado, em razão de ser seu poder de extração desgastado pelo próprio solo. Nesses solos mais argilosos, com acidez mais tamponada, o pH inicial de 1,2 do Mehlich-1 é rapidamente elevado para valores de pH próximos ao do solo. Igualmente, o SO_4^{2-} do extrator, que atua por troca com o fosfato adsorvido, é, também, rapidamente adsorvido pelo solo em sítios ainda não ocupados pelo P, perdendo o poder de extração. Assim, em solos argilosos, os valores são menores do que nos arenosos porque naqueles o extrator é bem mais desgastado que nestes (Novais & Kamprath, 1979a; Muniz et al., 1987). Por outro lado, para esse mesmo extrator, valores superestimados do "P-disponível" são verificados em solos com predomínio de P-Ca, dada sua gênese ou utilização prévia de fosfatos naturais de baixa reatividade, como as apatitas (Novelino et al., 1985), como será discutido mais adiante.

O efeito da variação do FCP entre solos sobre o desgaste de extratores pode ser observado a partir dos dados de Muniz et al. (1987). Nesse trabalho, o NC de P, pelo extrator Mehlich-1, foi estabelecido para cada solo, para o cultivo de soja, em casa de vegetação. Os valores dos NCs, em mg dm^{-3} de P no solo, correlacionaram-se

---

[31] Teor do nutriente no solo por um determinado extrator que indica uma condição ótima, não limitante, para o crescimento da planta.

significativamente com as variações de características dos solos relacionadas com o FCP, como P-remanescente (PR-30[32]), em mg L^{-1} de P: NC = 11,02 + 0,9550** (PR-30) (R^2 = 0,601). Segundo Bonfim et al. (2004), as características dos solos que melhor refletem seu FCP são o P remanescente e a CMAP.

Funções que permitem chegar ao NC de P em um solo, conhecendo valores de características que expressam seu FCP, são encontradas na literatura (Holford, 1980a,b; Freire et al., 1985; Muniz et al., 1987). Por outro lado, a interferência de maiores teores de P-Ca no solo, superestimando, por alguns extratores ácidos, o que realmente há de absorvível pela planta, não foi, ainda, adequadamente quantificada. Teoricamente, a utilização da Resina de Troca Aniônica (RTA) na determinação do "P-disponível" de um solo corrige ou minimiza os problemas de subestimar ou superestimar o disponível (Raij et al., 1986; Silva & Raij, 1996). Como estimadora do P-lábil por meio do P-solução, a RTA, teoricamente, não tem seu poder de exaustão alterado em solos com maior FCP, nem seria sensível às formas não-lábeis, como o P-Ca. Assim, a RTA tem uma função semelhante à da raiz de uma planta que, ao absorver o P da solução, vai, gradualmente, consumindo o P-lábil até uma possível exaustão de ambos. Por outro lado, a aquisição de P de forma P-Ca, não em equilíbrio com o P-solução (I), por raízes de plantas que solubilizam essa forma de P pode fazer com que a RTA subestime o P absorvido por essas plantas.

É necessário enfatizar que a mais complexa constituição de alguns extratores, como no caso do Mehlich-3, tem como objetivo ampliar seu espectro de ação sobre diversos nutrientes do solo. Quanto ao "P-disponível", o Mehlich-3 apresenta comportamento que se assemelha ao do Bray-1, isto porque a substituição parcial de ácidos inorgânicos de outros extratores, como no Mehlich-1, por ácido acético mostrou-se efetiva em diminuir a solubilização de P-Ca de fosfatos naturais de baixa reatividade. A presença de EDTA no Mehlich-3 teve como objetivo maior torná-lo também mais efetivo como extrator de micronutrientes, como Mn, Zn e, de maneira particular, Cu. Outra característica positiva do Mehlich-3 é extração de K e Mg ligeiramente superior à obtida com o acetato de amônio. O Mehlich-3 é recomendado para extração de P, K, Na, Ca, Mg, Cu, Zn e Mn (Mehlich, 1984).

Formas Inorgânicas de Fósforo (Fracionamento de Chang & Jackson)

Após o desenvolvimento do método de fracionamento do P-inorgânico do solo por Chang & Jackson (1957), muitos estudos têm sido realizados para determinar qual a forma inorgânica de P preferencialmente absorvida pelas plantas (Bahia Filho & Braga, 1975; Novais & Kamprath, 1978); qual a relação entre o "P-disponível", por diferentes extratores, e as diferentes formas de P (Muniz et al., 1985), ou mesmo o efeito do grau de intemperismo do solo sobre a presença das diferentes formas de P (Bahia Filho & Braga, 1975).

---

[32] PR-30 = Concentração de P em solução, em mg L^{-1}, após agitação de 30 mg L^{-1} de P em $CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1} com as amostras de solo, na relação solo:solução de 1:10, por uma hora.

Esse método fraciona o P_i do solo nas seguintes formas:

- P solúvel em NH_4Cl 1 mol L^{-1}: P facilmente solúvel ou "P-H_2O".
- P solúvel em NH_4F 0,5 mol L^{-1}: P ligado a Al ou "P-Al".
- P solúvel em NaOH 0,1 mol L^{-1}: P ligado a Fe ou "P-Fe".
- P solúvel em H_2SO_4 0,25 mol L^{-1}: P ligado a Ca ou "P-Ca".

De uma mesma subamostra de solo, o fracionamento das formas inorgânicas de P deve ser efetuado, seguindo a seqüência de extração apresentada. Assim, apenas o P-Fe vai ser extraído com NaOH 0,1 mol L^{-1}, depois da extração das formas P-H_2O e P-Al. Caso contrário, de uma extração única com NaOH serão obtidos P-H_2O, P-Al e P-Fe. Se a primeira extração for feita com H_2SO_4 0,25 mol L^{-1}, tanto o P-Ca como as outras formas serão, pelo menos em parte, obtidas.

Pelo processo original de Chang & Jackson (1957), é feita a extração de mais uma forma, P solúvel em redutores ou P-ocluso. Por ser de grande estabilidade, a forma de P-ocluso em partículas de óxidos de Fe e de Al não contribui, em curto prazo, para o fornecimento de P para as plantas. Essa forma é, também, pouco variável, em curto prazo, considerando alterações do pH do solo ou adições de fertilizantes fosfatados ao solo. E, por ser, além de tudo isso, de mais difícil extração do que as outras formas, o P-ocluso, com freqüência, não tem sido determinado em diversos trabalhos.

A predominância de P-Fe e de P-Al sobre P-Ca é uma das características de solos mais intemperizados, como os de cerrado em geral, distróficos - pobres em Ca trocável e, por conseqüência, geralmente ácidos (Quadro 18) (Bahia Filho & Braga, 1975). Pode-se deduzir que os solos menos intemperizados, ricos em Ca trocável e de pH elevado, deverão ser mais ricos em P-Ca e pobres em P-Fe e P-Al. Pode-se também imaginar que uma calagem maciça de solos ácidos fará com que P-Ca aumente, diminuindo as outras duas formas.

Se o P-lábil é uma fonte de P para as plantas e se essa fração é constituinte das formas inorgânicas de P já citadas, pode-se querer saber a que libera P mais facilmente para as plantas ou a que mais contribui para o valor de Q do solo. Com esse objetivo, Novais & Kamprath (1978) cultivaram, sucessivamente, amostras de cinco solos do Estado de Carolina do Norte (EUA), medindo, inicialmente e depois de cada cultivo, o teor de P em cada uma das formas: P-H_2O, P-Al, P-Fe e P-Ca. Depois de nove cultivos, foi possível verificar a contribuição de cada uma dessas formas para o P absorvido pela planta

Quadro 18. Distribuição média de fósforo nas diferentes formas inorgânicas, em 20 amostras de diferentes Latossolos de cerrado

P-Al	P-Fe	P-Ca	P-ocluso[1]
mg kg^{-1} de P no solo			
76,4	106,6	55,3	135,2

[1] P-ocluso - P retido (ocluído) internamente em oxidróxidos de Fe e de Al.
Fonte: Bahia Filho & Braga (1975).

(Quadro 19)[33]. Observou-se que a forma que mais liberou P foi o P-Al, seguida, à distância, de P-Fe e, finalmente, de P-Ca, com uma contribuição média de 3,2 % apenas do P total absorvido pelas plantas. A contribuição da forma P-H_2O, apenas 3,7 %, parece ilógica à primeira vista. Deve-se lembrar, no entanto, que seu pequeno decréscimo com os cultivos foi conseqüência de sua reposição pelas outras formas, à medida que era consumida pela planta. Na verdade, todo o P absorvido das formas de P-Al, P-Fe e P-Ca passou por P-H_2O. Sua contribuição, portanto, não deve ser comparada com a contribuição das demais.

O comportamento de extratores ante as formas inorgânicas de P do solo foi sumariado, de maneira didática, no trabalho de Bahia Filho et al. (1982). Embora tenha sido utilizado apenas um solo (um LE de cerrado), as diferentes fontes de P testadas, desde a mais reativa, o superfosfato triplo, até as menos reativas, os fosfatos de Patos e de Araxá, e o termofosfato Yoorin, com reatividade intermediária, proporcionaram a presença de diferentes formas inorgânicas de P no solo. Essas fontes, em diferentes doses, foram aplicadas a lanço e incorporadas no solo, em condições de campo. Os diferentes tratamentos foram amostrados sete meses mais tarde e analisados. A aplicação do superfosfato triplo causou aumentos significativos, de 48,7 %, no P-Al, de 37 %, no P-Fe, e de 14,3 %, no P-Ca. A aplicação dos fosfatos de Araxá e de Patos causou aumentos significativos apenas no P-Ca e o termofosfato Yoorin apenas no P-Fe. O extrator Mehlich-1 foi sensível às alterações das três formas de P-inorgânico proporcionadas pelas três fontes e analisadas em conjunto (Quadro 20), mostrando-se, todavia, mais sensível às variações do P-Ca proveniente dos fosfatos naturais e, ainda, não solubilizados nas condições do solo[34]. Essa grande eficiência do Mehlich-1 em solubilizar P-Ca

Quadro 19. Contribuição percentual de cada forma de fósforo inorgânico na absorção desse nutriente por plantas de painço, em amostras de cinco solos

Solo	P - H_2O	P - Al	P - Fe	P - Ca	Total
	%				
Georgeville	0,5	48,2	51,3	0,0	100,0
Goldsboro	2,6	79,8	17,6	0,0	100,0
Wagram	4,2	89,8	0,0	6,0	100,0
Portsmouth	1,8	92,1	6,1	0,0	100,0
Norfolk	9,2	71,5	9,4	9,9	100,0
Média	3,7	76,3	16,9	3,2	100,0

Fonte: Novais & Kamprath (1978).

[33] O P orgânico, forma não considerada neste estudo, pode ser importante fonte de P para as plantas, em muitos solos (veja Fósforo Orgânico no Solo).

[34] Deve-se ter em mente que estudos de correlação não indicam interdependência entre duas variáveis do tipo causa-efeito, mas, sim, a interdependência entre efeitos. Portanto, uma correlação significativa indica que a variação que ocorre em uma característica apresenta certo grau (significância) de semelhança (direta ou indireta) com a variação ocorrida em outra característica. A partir de uma correlação significativa, pode-se apenas sugerir que a variação observada em uma característica seja a razão da variação da outra, nada mais.

predominante em solos menos intemperizados e, ou, com pH mais elevado, ou proveniente da aplicação de fosfatos naturais com pequena reatividade, faz com que esse extrator não seja recomendado para essas condições. Sua eficiente extração de P-Ca, quando a planta, na maioria dos casos, não o é (Novais & Kamprath, 1978), faz com que não seja recomendado para condições de solo com maior presença da forma P-Ca (Novelino et al., 1985). Comportamento semelhante foi observado para o Bray-2 dado seu caráter ácido maior, semelhante ao do Mehlich-1. Todavia, a presença de NH_4F no Bray-2 faz com que ele seja mais sensível às variações de P-Al que o Mehlich-1. O F em meio ácido apresenta significativo efeito complexante sobre o Al, liberando o P (Kamprath & Watson, 1980). O P-Al parece ser a fonte preferencial de "P-disponível" do Bray-1. O caráter menos ácido do Bray-1 e, de modo particular, a ausência de sulfato como ânion de troca mais efetiva com o fosfato, comparativamente ao cloreto, em relação ao Mehlich-1, faz com que a indesejável extração preferencial de P-Ca não ocorra com esse extrator. Pela constituição básica do Olsen, P-Al e P-Fe deverão ser suas fontes preferenciais de extração. Seu caráter básico não permite a solubilização do P-Ca, o que é uma de suas características positivas, em relação ao Mehlich-1 e Bray-2. Por outro lado, a presença de Na^+ leva a

Quadro 20. Contribuição de cada uma das frações de P-inorgânico do solo (P-Al, P-Fe e P-Ca) na estimativa do "P-disponível", por diferentes extratores, em solo de cerrado (LE textura argilosa) que recebeu diferentes fontes e doses de P

Fonte de P[1]	Extrator[2]	Variação devida a			
		P-Al	P-Fe	P-Ca	Total
		R^2			
Todas as fontes[3]	M1	0,009**	0,044**	0,856**	0,910**
	B1	0,891**	0,024*	ns	0,914**
	B2	0,166**	0,037**	0,735**	0,937**
	Ol	0,466**	0,076*	ns	0,542**
Superfosfato triplo	M1	0,804**	ns	ns	0,804**
	B1	0,822**	ns	ns	0,822**
	B2	0,922**	ns	ns	0,922**
	Ol	0,586**	ns	ns	0,586**
Fosfato de Patos de Minas	M1	ns	ns	0,922**	0,922**
	B1	0,876**	ns	ns	0,876**
	B2	ns	ns	0,936**	0,936**
	Ol	ns	ns	ns	ns
Termosfosfato-Yoorin	M1	ns	ns	ns	ns
	B1	ns	0,918**	ns	0,918**
	B2	ns	0,809**	ns	0,809**
	Ol	ns	ns	ns	ns

[1] Os resultados referentes ao fosfato de Araxá não foram apresentados, dadas suas semelhanças com os do fosfato de Patos de Minas. [2] M1 = Mehlich-1; B1 = Bray-1; B2 = Bray-2 e Ol = Olsen. [3] Superfosfato triplo, fosfato de Araxá, fosfato de Patos, termofosfato Yoorin.
ns, * e ** não-significativo e significativos, a 5 e 1 %, respectivamente.
Fonte: Bahia Filho et al. (1982).

problemas de dispersão de argila, dificultando a separação da fase líquida (extrator) da fase sólida (solo), no laboratório. Todavia, sua extração foi dependente de alguma outra forma que apenas P-Al e P-Fe, dado o baixo R^2 encontrado: 0,542** (Quadro 20). A maior alteração do P-Al pelo superfosfato triplo fez com que todos os extratores tivessem seus teores explicados pela variação dessa forma (Quadro 20). A maior presença de P-Ca no fosfato de Patos foi detectada apenas pelo Mehlich-1 e pelo Bray-2, extratores mais ácidos. O Bray-1 não se mostrou sensível ao P-Ca, dado seu caráter menos ácido e ausência de sulfato em sua composição, o que é uma de suas características positivas, viabilizando seu emprego eficiente mesmo em condições de maior presença de P-Ca. O Olsen, pela não alteração significativa das formas de P-Al e de P-Fe com a aplicação do fosfato de Patos e pela sua não-extração de P-Ca, não se apresentou dependente da aplicação do fosfato de Patos no solo (Quadro 20). A grande extração de P-Ca pelo Mehlich-1 e pelo Bray-2 tem feito com que, em condições de solos mais intemperizados, a utilização de fosfatos naturais cálcicos de baixa reatividade inviabilize a utilização desses extratores. Os extratores de Bray mostraram-se significantemente relacionados com a maior presença de P-Fe no solo, proporcionada pelo termofosfato Yoorin (Quadro 20). Quando todas as fontes de P testadas foram consideradas em conjunto, o que significa maior envolvimento de todas as formas inorgânicas de P, pelos valores de R^2 obtidos, o "P-disponível" de cada extrator foi dependente de:

- Mehlich-1: P-Ca >>> P-Fe > P-Al
- Bray-1: P-Al >>> P-Fe
- Bray-2: P-Ca >> P-Al > P-Fe
- Olsen: P-Al >> P-Fe

Os resultados apresentados (Quadro 20) indicam ser o Bray-1 o extrator de comportamento teoricamente mais adequado a diferentes condições de solo (presenças variáveis de formas de P-inorgânico). Uma pergunta seria, então, por que o Mehlich-1, e não o Bray-1, historicamente, foi o mais adotado no País? A explicação talvez seja que o Mehlich-1 e o Bray-1 são semelhantes em condições em que P-Al e P-Fe são as formas predominantes de P no solo, o que acontece nos solos mais intemperizados e ácidos do País, e a escolha foi feita antes da perspectiva de utilizar fosfatos naturais de baixa reatividade de maneira mais intensa.

Plantas de milho apresentaram respostas positivas e significativas às aplicações de doses crescentes de fosfato de Patos e a doses de superfosfato em um Latossolo Roxo, em casa de vegetação (Tanaka et al., 1981). Observaram-se aumentos das formas inorgânicas de P do solo, bem como do "P-disponível" pelos extratores Mehlich-1, IAC, Bray-2 e Olsen, em resposta à aplicação dos fosfatos. O "P-disponível" pelos extratores correlacionou-se significativamente com a produção de matéria seca e o P-acumulado pelas plantas, quando o superfosfato foi a fonte de P aplicada. Para o fosfato de Patos, essas correlações não foram significativas, para nenhum dos extratores. Este é um bom exemplo de métodos clássicos do "P-disponível" do solo que pela não-correlação com a planta deixam de ser considerados extratores do "disponível". Talvez essa seja uma das razões para que o termo P-extraível seja preferido por alguns autores, em substituição ao "P-disponível". O P-extraível é de aplicação mais abrangente, mesmo para condições

em que o P obtido não é "disponível". Observou-se (Quadro 21) que, na planta, a matéria seca ou o P-acumulado correlacionaram-se com P-Al e P-Fe, mas não com P-Ca ou P-ocluso. A maior correlação desses extratores mais ácidos com P-Ca e P-ocluso justificaria a falta de correlação deles com a planta, para essa condição de predominância de P-Ca no solo (forma ainda não solubilizada do fosfato de Patos). O P-Olsen, como no trabalho de Bahia Filho et al. (1982), mostrou-se não correlacionado com as formas inorgânicas de P do solo.

Quadro 21. Coeficiente de correlação linear simples entre formas inorgânicas de P em Latossolo Roxo distrófico que recebeu doses crescentes de fosfato de Patos de Minas e produção de matéria seca, fósforo acumulado em plantas de milho e "P-disponível", pelos extratores Mehlich-1, H_2SO_4 (IAC), Bray-2 e Olsen

Avaliação	P-Al	P-Fe	P-Ca	P-ocluso
Matéria seca	0,76**	0,74**	0,30^{ns}	0,41^{ns}
P acumulado	0,73**	0,70*	0,27^{ns}	0,38^{ns}
P-Mehlich-1	0,77**	0,78**	0,99***	0,90***
P-IAC	0,76**	0,77**	0,98***	0,91***
P-Bray-2	0,85***	0,85***	0,99***	0,91***
P-Olsen	0,21^{ns}	0,23^{ns}	0,56^{ns}	0,48^{ns}

^{ns}, *, ** e *** não-significativo e significativos a 5, 1 e 0,1 %, respectivamente.
Fonte: Tanaka et al. (1981).

Extrator do "P-Disponível" Sensível, também, ao P-Ca

Na avaliação do "P-disponível" tem sido dada ênfase ao solo, como fonte de P, procurando evitar grandes erros, que podem acontecer quando um extrator mais ácido, como o Mehlich-1 e o Bray-2, é utilizado em solos que receberam FNs ou em solos naturalmente ricos em P-Ca. Todavia, os FNs continuam solubilizando ao longo do tempo, após sua aplicação no solo. Particularmente para os fosfatos reativos, o suprimento de P para uma planta, ao longo de seu ciclo, mesmo para espécies de ciclo curto, pode ser de modo que satisfaça as exigências da planta, como discutido neste capítulo. Assim, torna-se necessário estimar essa contribuição do FN como fonte de P para uma cultura que extratores tidos como "ideais" não detectam. Como já se discutiu anteriormente, o P obtido por extratores muito sensíveis a P-Ca, como o Mehlich-1, pode correlacionar-se com a resposta da planta quando o FN é, predominantemente, a principal fonte de P para as plantas. Por outro lado, deixa de ser um extrator satisfatório do "P-disponível", quando P-Al e P-Fe, além da presença de P-Ca, tornam-se fontes importantes de P para a planta.

Atualmente, têm-se utilizado de maneira cada vez mais intensa FNs mais reativos, como o Gafsa, dentre outros. Uma medida do "P-disponível" pela RTA nessas condições poderá acessar valores baixos de P, uma vez que esse método não acessa P dos FNs

ainda não solubilizados. Com os FNs e a utilização do Mehlich-1, por exemplo, superestimava-se o P-disponível (disponibilidade real); agora, com a RTA e extratores não-sensíveis ao P-Ca de FNs, subestima-se o P-disponível, por não se detectar o que será liberado e que poderá ser suficiente para atender à demanda da planta. Mesmo para os FNs de baixa reatividade, um solo com 2 mg kg^{-1} de "P-disponível" pela RTA e valor semelhante pelo Mehlich-1 é bem diferente de outro solo com 2 mg kg^{-1} de P pela RTA e 200 mg kg^{-1} de P pelo Mehlich-1. No primeiro caso, o estabelecimento e a manutenção de uma pastagem ou de uma floresta de eucalipto serão precários, se possível, ao passo que no segundo caso, o crescimento de ambas as culturas será bem mais satisfatório, embora, provavelmente, um pouco lento inicialmente, por razões já discutidas.

Convergência de Idéias sobre os Extratores do "P-Disponível"

A partir de comentários e observações apresentados, a pesquisa tem mostrado razoável convergência de pontos de vista quanto a:

1. Quando envolvidos solos com diferentes características, correlações entre o crescimento da planta, ou P absorvido, e o P-Resina (RTA) tendem a ser melhores do que com os extratores mais sensíveis ao FCP, como o Mehlich-1, o Bray-1, etc. (Raij et al., 1984; Fixen & Grove, 1990). Todavia, em alguns casos, a RTA tem-se mostrado semelhante aos extratores ácidos tradicionais (Raij & Feitosa, 1980; Mariano et al., 2002), ou mesmo inferior a eles (Viégas, 1991).

2. Não é necessário incluir uma medida do FCP, como argila, CMAP, P-remanescente, etc., na interpretação de níveis críticos (ou "faixas de disponibilidade") para o P-Resina (Raij et al., 1984; Gjorup et al., 1993; Silva & Raij, 1996), como se faz para extratores sensíveis ao FCP, como o Mehlich-1 (Novais & Kamprath,

Quadro 22. Correlação linear simples entre o nível crítico de "P-disponível", pelos extratores Mehlich-1, Bray-1 e Resina de Troca Aniônica, e características dos solos relacionadas com o fator capacidade de P (FCP)

FCP[1]	Nível Crítico		
	Mehlich-1	Bray-1	Resina
CMAP	-0,87**	-0,84**	-0,35^{ns}
PTF	-0,82**	-0,76**	-0,40^{ns}
k-Freundlich	-0,90**	-0,87**	-0,35^{ns}
P-remanescente	0,77**	0,81**	0,22^{ns}
Argila (%)	-0,47^{ns}	-0,36^{ns}	-0,52^{ns}

[1] CMAP = capacidade máxima de adsorção de P, em mg g^{-1} de P no solo; PTF = poder tampão de fosfato, em mol de $P.10^{-8}$ g^{-1} de solo/unidade de potencial de fosfato; k = constante de isoterma de Freundlich, adimencional; P-remanescente = concentração de P em solução de equilíbrio, em mg L^{-1}, após agitação de 30 mg L^{-1} de P em $CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1}, na relação solo: solução de 1:10, por uma hora, com as amostras de solo.
^{ns}, * e ** não-significativo e significativos a 5 e 1 %, respectivamente.
Fonte: Novais et al. (1988).

1978; Novais & kamprath, 1979a; Bahia Filho et al., 1983; Muniz et al., 1987; Carvalho et al., 1995; Bonfim et al., 2004) (Quadro 22).

3. Para solos com alta concentração de P-Ca, natural ou proveniente da adição de fosfatos naturais cálcicos de baixa reatividade, a RTA será mais eficiente para avaliar o "P-disponivel" que os extratores mais ácidos, como o Mehlich-1 (Silva & Raij, 1996). Dentre os extratores ácidos, o Bray-1 tem-se apresentado como o mais satisfatório nessa condição de maior presença de P-Ca (Bahia Filho et al., 1982; Fixen & Grove, 1990).

4. Em algumas condições de cultivo, a correlação da planta com extratores ácidos, como o Mehlich-1, pode ser melhor do que com a RTA. A "indevida" extração de formas P-cálcicas não-lábeis, não extraídas pela RTA, podem ser extraídas por plantas com forte acidificação de rizosfera, como algumas leguminosas e plantas submetidas à absorção de NH_4^+, como as tolerantes à acidez e à toxidez de Al, ou submetidas à baixa disponibilidade de P (Hedley et al., 1982).

5. Há maior chance de encontrar correlações mais altas entre extratores semelhantemente sensíveis ao FCP, quando diferentes solos são envolvidos. Essa correlação diminui ou deixa de ser significativa quando extratores sensíveis ao FCP (Mehlich-1, Bray-1, etc.) são comparados a extratores menos sensíveis, como a RTA (Barbosa Filho et al., 1987).

Solos com 1 mg kg^{-1} de "P-disponível", proporcionando produtividades relativas de feijão inferiores a 10 % ou superiores a 90 % (Figura 21), indicam a dificuldade de não se incluir uma medida do FCP desses solos para melhor interpretar os resultados inconsistentes do "P-disponível" entre eles. Semelhantemente, solo com 8 mg kg^{-1} de

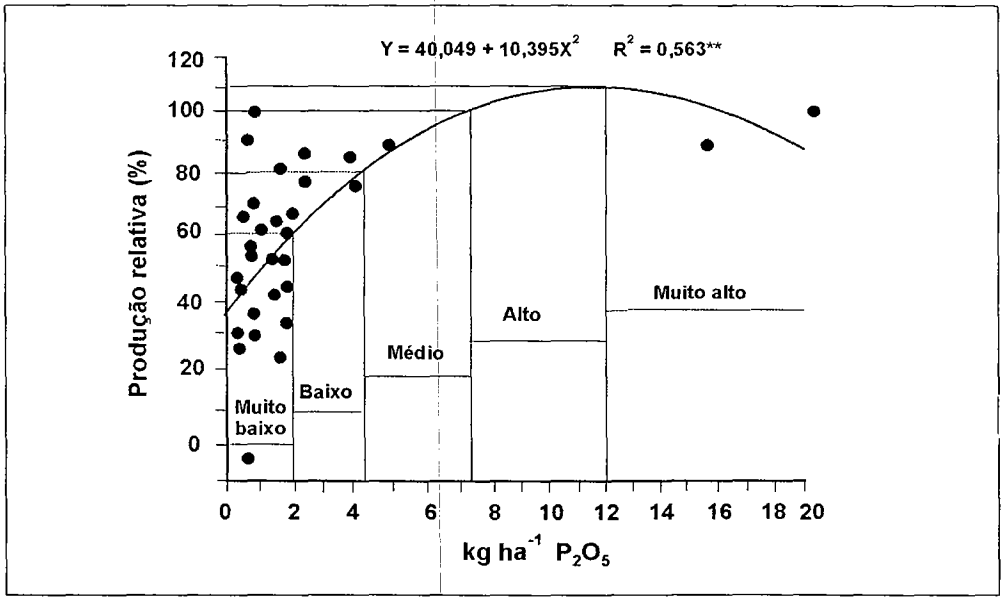


Figura 21. Classes de respostas da produtividade relativa do feijoeiro (maior produtividade igual a 100 %) a teores de "P-disponível", pelo Mehlich-1, em solos do Paraná.
Fonte: Muzilli (1982).

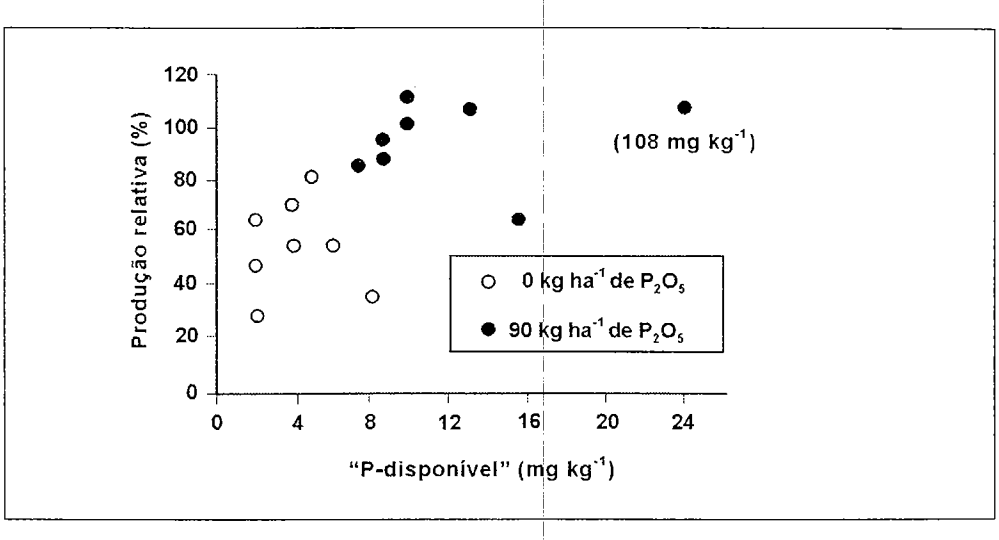


Figura 22. Produtividade relativa de amêndoas secas de cacau em resposta a teores de "P-disponível", pelo Mehlich-1, em solos do sul da Bahia.
Fonte: Cabala R. et al. (1982).

"P-disponível" apresenta menor produtividade relativa de amêndoas de cacau que solos com 2 mg kg^{-1} (Figura 22).

LITERATURA CITADA

ALCARDE, J.C. & PONCHIO, C.O. Caracterização das solubilidades das rochas fosfatadas brasileiras e termofosfatos em diferentes extratores químicos. R. Bras. Ci. Solo, 4:196-200, 1980.

ALVAREZ V., V.H. & FONSECA, D.M. Definição de doses de fósforo para determinação da capacidade máxima de adsorção de fosfatos e para ensaios em casa de vegetação. R. Bras. Ci. Solo, 14:49-55, 1990.

ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K.H. Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. Soil Sci., 130:211-216, 1980.

ANDRADE, A.T.; FERNANDES, L.A. & FAQUIN, V. Organic residue, limestone, gypsum and phosphorus adsorption by loads soils. Sci. Agric., 59:349-355, 2002.

ANDRADE, F.V.; MENDONÇA, E.S.; ALVAREZ V., V.H. & NOVAIS, R.F. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em Latossolos e adsorção de fosfato. R. Bras. Ci. Solo, 27:1003-1011, 2003.

AZEVEDO, W.R.; FAQUIN, V.; FERNANDES, L.A. & OLIVEIRA JUNIOR, A.C. Disponibilidade de fósforo para o arroz inundado sob efeito residual de calcário, gesso e esterco de curral aplicados na cultura do feijão. R. Bras. Ci. Solo, 28:995-1004, 2004.

BACHE, B.W. & WILLIAMS, E.G. A phosphate sorption index for soils. J. Soil Sci., 22:289-301, 1971.

BAHIA FILHO, A.F.C. & BRAGA, J.M. Fósforo em Latossolos do Estado de Minas Gerais. III. Índices de disponibilidade de fósforo e crescimento vegetal. Experientiae, 20:217-234, 1975.

IX – POTÁSSIO

Paulo Roberto Ernani[1/], Jaime Antônio de Almeida[1/] & Flávia Cristina dos Santos[2/]

[1/] Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC. Caixa Postal 281, CEP 88520-000 Lages (SC). Bolsista do CNPq.
prernani@cav.udesc.br; a2jaa@cav.udesc.br

[3/] Embrapa Cerrados, BR 020, Km 18, Rodovia Brasília-Fortaleza. Caixa Postal 08223, CEP 73310-970 Planaltina (DF).
flavia@cpac.embrapa.br

Conteúdo

FUNÇÕES DO POTÁSSIO NAS PLANTAS 552
FORMAS DE POTÁSSIO NO SOLO 553
Potássio Total 553
Potássio Estrutural 553
Potássio Trocável 555
Potássio Não-Trocável 555
Potássio Fixado 555
Potássio Precipitado 556
Potássio na Matéria Orgânica 556
Potássio na Solução do Solo 556
FONTES NATURAIS DE POTÁSSIO EM SOLOS 557
Micas 558
Feldspatos e Feldspatóides 560
INTEMPERISMO DOS MINERAIS POTÁSSICOS 560
RESERVAS DE potássio EM SOLOS BRASILEIROS 562
FATORES QUE AFETAM A DISPONIBILIDADE DE POTÁSSIO NO SOLO 562
Atividade de Potássio 563
Poder Tampão de Potássio (PTK) 564
Suprimento de Potássio às Raizes 565
Fluxo de Massa 566
Difusão 566

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

Mobilidade Vertical de Potássio no Perfil do Solo 569
Acidez e CTC do Solo 570
MÉTODOS PARA AVALIAR A DISPONIBILIDADE DE POTÁSSIO 570
Análise de Solo 570
Análise Foliar 571
Análise de Frutos 572
Diagnose Visual das Plantas 572
RESPOSTA DAS PLANTAS À ADUBAÇÃO POTÁSSICA 573
MANEJO DA ADUBAÇÃO POTÁSSICA 574
Dose 574
Fertilizantes 576
Época de Aplicação 576
Métodos de Aplicação 576
Dinâmica do Potássio Aplicado ao Solo 577
Adubação Foliar 577
OUTRAS REAÇÕES COM O POTÁSSIO 578
Interação do Potássio com outros Nutrientes 578
Lixiviação 578
FERTILIZANTES POTÁSSICOS 580
Cloreto de Potássio 580
Sulfato de Potássio 581
Nitrato de Potássio 582
Sulfato Duplo de Potássio e Magnésio 582
Fertilizantes Orgânicos 582
Fontes Alternativas de Potássio 583
CONSIDERAÇÕES ADICIONAIS SOBRE A ADUBAÇÃO POTÁSSICA NA REGIÃO DOS CERRADOS 583
LITERATURA CITADA 589

FUNÇÕES DO POTÁSSIO NAS PLANTAS

O potássio tem inúmeras funções na planta, destacando-se, principalmente, a ativação de vários sistemas enzimáticos, muitos deles participantes dos processos de fotossíntese e respiração. O K atua não só na síntese de proteínas, de carboidratos e da adenosina trifosfato (ATP), mas também na regulação osmótica, na manutenção de água na planta por meio do controle da abertura e fechamento dos estômatos, na resistência da planta à incidência de pragas e doenças por meio do efeito na resistência e na permeabilidade das membranas plasmáticas. A deficiência de K normalmente reduz o tamanho dos internódios, a dominância apical e o crescimento das plantas, retarda a frutificação e origina frutos de menor tamanho e com menor intensidade de cor. Como o K é um nutriente móvel no floema, os sintomas de deficiência, normalmente caracterizados por clorose nas bordas das folhas seguida de necrose, surgem, inicialmente, nas folhas mais velhas das plantas.

FORMAS DE POTÁSSIO NO SOLO

O K é um dos nutrientes mais abundantes nos solos, podendo atingir concentrações de 0,3 a 30 g kg^{-1} (Sparks, 2000), as quais são um pouco menores nas regiões tropicais (0,9 e 19 g kg^{-1}) (Fassbender, 1984). As rochas ígneas contêm as maiores concentrações de K: 46 e 54 g kg^{-1} nos granitos e sienitos, porém somente 7 g kg^{-1} no basalto. Nas rochas sedimentares pelíticas (argilitos, siltitos e folhelhos), a concentração de K é de aproximadamente 30 g kg^{-1}, enquanto nos calcários é de apenas 6 g kg^{-1}.

A maior parte do K do solo (98 %) encontra-se na estrutura dos minerais primários e secundários (K estrutural), e só uma pequena fração encontra-se em formas mais prontamente disponíveis às plantas, seja ligado às cargas elétricas negativas (K trocável) seja na solução do solo (K solução) (Sparks, 2000). A maneira com que o K se liga aos componentes sólidos do solo, assim como a energia dessas ligações, dá origem às várias formas de K no solo, as quais serão descritas sucintamente a seguir. Cada uma dessas formas mantém um equilíbrio específico com a solução do solo, razão por que afetam a disponibilidade de K aos vegetais com diferentes magnitudes.

Potássio Total

O K total representa o somatório de todas as formas de K em determinado solo. Ele varia muito de solo para solo de acordo com o material de origem do solo, da composição mineralógica e do grau de intemperismo (Quadro 1). A determinação do K total é feita por meio do uso de HF com posterior dissolução dos extratos com HCl.

Potássio Estrutural

É a forma onde se encontra a maior quantidade do K no solo. Nela, o K faz parte da estrutura dos minerais primários e, ou, secundários. O K somente é liberado para a solução do solo quando esses minerais são intemperizados. Como a intemperização é um processo lento, as quantidades liberadas por esse mecanismo são, na maioria dos solos, pequenas e insuficientes para suprir a demanda da planta, especialmente aquelas de ciclo curto. A forma estrutural é mais importante para espécies nativas e florestais, que têm exigências nutricionais a médio e a longo prazo.

O intemperismo é um processo que depende de fatores físicos, químicos e biológicos, sendo favorecido por condições de elevada umidade e temperatura e pela diminuição da concentração dos elementos na solução do solo. À medida que a concentração de K na solução do solo diminui, aumenta a contribuição relativa da fração trocável e da estrutural na nutrição vegetal. A fração do K que se encontra na forma estrutural não aparece nos resultados de análises de fertilidade dos solos, uma vez que os métodos analíticos usados para esse objetivo não quantificam essa forma em razão de sua baixa disponibilidade num curto ou médio período de tempo.

Quadro 1. Valores de K-total, não-trocável, trocável e na solução, em alguns solos brasileiros

Estado	Solos	Concentração	Fonte
		K-total	
		mg kg^{-1}	
DF	1	300	Sousa et al. (1979)
RS	11	3.240 a 29.000	Nachtigall & Vahl (1989)
RS	44	2.600 a 39.500	Nachtigall & Vahl (1991a)
PR	2	780 a 867	Silva et al. (1995)
RS	3	1.878 a 12.300	Meurer & Rosso (1997)
RS	4	1.944 a 5.417	Castilhos et al. (2002)
MG	4	1.040 a 9.370	Villa et al. (2004)
Cerrado	5	144 a 2.037	Vilela et al. (2004)
		K não-trocável	
		mg kg^{-1}	
RS	44	21 a 955	Nachtigall & Vahl (1991a)
RS	11	24 a 788	Nachtigall & Vahl (1991a)
RS	3	231 a 1.364	Castilhos et al. (2002)
MG	4	24 a 240	Villa et al. (2004)
USA	1	20.000	Liu et al. (1997)
		K trocável	
		mg kg^{-1}	
RS	3	51 a 70	Gianello & Mielniczuk (1981)
MG	13	18 a 112	Prezotti et al. (1988)
RS	11	12 a 292	Nachtigall & Vahl (1989)
RS	44	14 a 360	Nachtigall & Vahl (1991a)
RS	11	38 a 192	Meurer & Anghinoni (1993)
RS	8	10 a 178	Meurer & Anghinoni (1994)
PR	2	64 a 293	Silva et al. (1995)
RS	3	152 a 336	Meurer & Rosso (1997)
RS	4	12 a 44	Castilhos et al. (2002)
MG	4	24 a 116	Villa et al. (2004)
USA	1	200	Liu et al. (1997)
Cerrado	5	27 a 78	Vilela et al.(2004)
RS	12	15 a 393	Vargas et al. (1983)
		K na solução	
		mg L^{-1}	
RS	8	0,4 a 12,8	Meurer & Anghinoni (1994)
RS	11	13 a 81	Nachtigall & Vahl (1989)
SP	1	4,1 a 28,0	Rosolem et al. (2003)
RS	12	1,2 a 22,5	Vargas et al. (1983)

Potássio Trocável

A forma trocável envolve a fração do K que se encontra ligada às cargas negativas nas superfícies das frações orgânicas e inorgânicas (minerais de argila silicatadas, óxidos e hidróxidos) do solo. É a fonte de maior interesse para a nutrição vegetal, visto que restitui rapidamente o K retirado da solução do solo pelas plantas ou perdido por lixiviação. Essa forma representa a reserva imediata de K para as plantas.

As ligações do K trocável com os componentes da fase sólida do solo são de caráter eletrostático. Nesse tipo de ligação (adsorção eletrostática), os elementos somente se ligam às superfícies sólidas com carga elétrica oposta. Alguns autores subdividem o K trocável em três categorias, de acordo com a localização das cargas negativas nos componentes sólidos às quais o K se liga: planares, externas e internas.

Em virtude da configuração eletrônica do K, ele não é adsorvido aos sólidos do solo por meio de complexos de superfície (adsorção química). Na adsorção química, os elementos se ligam às superfícies sólidas independentemente do tipo de carga nelas existentes, dado o grande caráter covalente das ligações.

O K trocável é extraído do solo com uma solução neutra (pH 7,0) de acetato de amônio 1,0 mol L^{-1}. O teor de K extraído por esse reagente normalmente se assemelha àquele extraído por sais neutros, ácidos diluídos, ou pela resina trocadora de íons (Prezotti et al., 1988; Villa et al., 2004), métodos esses utilizados para avaliar a disponibilidade de K do solo. Para alguns solos do Rio Grande do Sul, entretanto, o extrator Mehlich-1, que é uma mistura de dois ácidos fortes diluídos, extraiu menos de 80 % do teor extraído pelo acetato de amônio (Nachtigall & Vahl, 1989).

Potássio Não-Trocável

O K não-trocável é considerado o teor extraído do solo por uma solução de ácido nítrico fervente, subtraída daquela extraída pelo acetato de amônio (K-trocável). Ela inclui, portanto, a parte do K estrutural que se dissolve mais facilmente em meio ácido em adição ao K fixado nas entrecamadas de minerais do tipo 2:1, como a illita e a vermiculita. Em solos com predomínio de minerais de argila do tipo 1:1, os teores de K não-trocável muitas vezes se assemelham aos de K trocável (Ricci et al., 1989; Villa et al., 2004). Por outro lado, em solos com predomínio de argilas silicatadas do tipo 2:1, e mesmo em alguns com minerais do tipo 1:1, o K não-trocável é, de modo geral, consideravelmente maior que o K trocável (Quadro 1). Em muitas situações, o K não-trocável tem uma contribuição significativa para o fornecimento de K para as plantas, principalmente quando o trocável é baixo (Silva et al., 1995; Nachtigall & Vahl, 1991b) e em solos com teores substanciais de minerais do tipo 2:1 (Cox et al., 1999).

Potássio Fixado

O K fixado é considerado aquele que se encontra neutralizando as cargas negativas no interior das entrecamadas de alguns minerais do tipo 2:1, como a illita e a vermiculita.

O mesmo fenômeno ocorre com o NH_4^+, pois ele tem raio iônico semelhante ao do K. O K fixado não é prontamente disponível às plantas. Ele só se torna disponível a partir do momento em que é substituído por outros cátions na entrecamada, o que ocorre, principalmente, quando há uma diminuição acentuada na concentração de K na solução do solo. A fixação de K é muito expressiva em solos de países de regiões temperadas, nos quais predominam minerais do tipo 2:1. Nos solos brasileiros, a fixação de K normalmente é inexistente, ou pouco expressiva, em decorrência da pequena presença de minerais 2:1 e da presença de polímeros de Al que impedem a aproximação (colapso) das entrecamadas desses minerais.

Potássio Precipitado

Os precipitados são compostos sólidos resultantes da combinação de duas ou mais entidades químicas. Os precipitados, por serem constituídos, normalmente, de moléculas relativamente grandes, não são absorvidos pelas plantas, e para que isso ocorra têm de ser dissolvidos. A formação e a dissolução dos precipitados dependem do pH e da atividade na solução do solo (concentração efetiva) dos íons que integram esses compostos e são governadas por uma constante de dissolução (K_d), específica a cada composto.

A participação de precipitados com K no solo é pouco expressiva, diferentemente da de outros elementos, como P, Ca, Al, Fe, Mn, etc.

Potássio na Matéria Orgânica

Diferentemente de outros nutrientes, como N e P, o teor de K na matéria orgânica do solo é extremamente pequeno, pois se restringe ao K na fração orgânica viva. O K não faz parte de nenhuma fração orgânica abiótica do solo, pois não integra nenhum composto orgânico estável. Sendo assim, ele é lavado do material orgânico logo após a morte das células. Silva & Ritchey (1982) verificaram que o K foi lavado da parte aérea das plantas de milho pela água da chuva tão logo as plantas entraram em senescência.

A decomposição das frações orgânicas mais estáveis do solo, constituídas pelas substâncias húmicas e pelos resíduos parcialmente decompostos, não contribui, portanto, de modo importante para o suprimento de K às plantas.

Potássio na Solução do Solo

A solução do solo é constituída pela água mais os elementos minerais e compostos orgânicos nela dissolvidos. Apesar de ser o meio de onde as plantas absorvem os nutrientes, a solução da maioria dos solos agrícolas é bastante diluída. A concentração de K é normalmente inferior a 20 mg L^{-1}, mesmo em solos bem fertilizados (Quadro 1), e, por isso, a quantidade de K nesse meio esgotar-se-ia em poucas horas ou em alguns dias, caso não fosse efetuada a reposição pela fase sólida.

A reposição do K na solução do solo é feita pelas diversas formas de K do solo já descritas, mas, principalmente, pelo K trocável. Além da quantidade, a velocidade da reposição é também de fundamental importância para a nutrição das plantas. Ciotta et

al. (2002) encontraram relação linear entre o K trocável e o K na solução, em amostras coletadas em diferentes profundidades de um Latossolo Bruno alumínico de Guarapuava, PR, cultivado e fertilizado durante 21 anos (Figura 1).

A concentração de K na solução do solo é de difícil determinação, dada a complexidade de extração da solução. Os teores de K fornecidos nos resultados de análises de solo para fins da avaliação da fertilidade incluem o K da solução, em adição ao K trocável e, em algumas situações, a uma pequena fração do K de algumas outras formas.

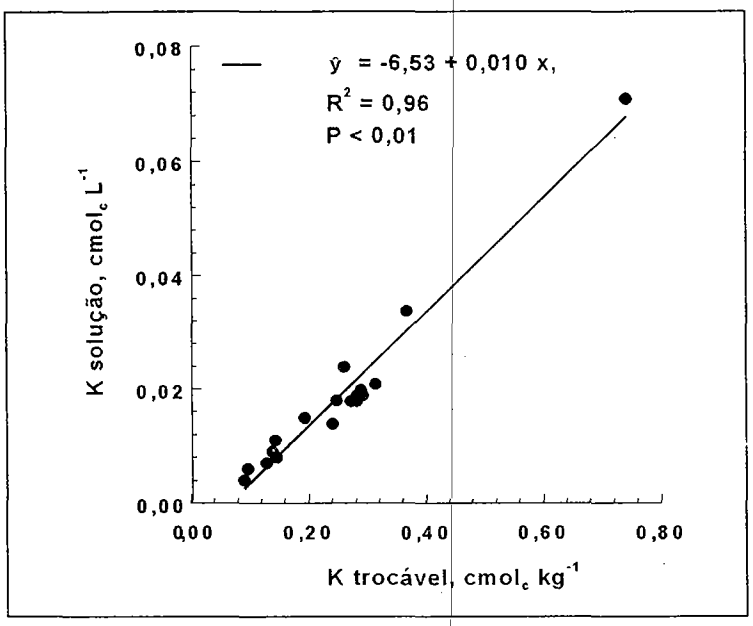


Figura 1. Relação entre os teores de potássio na solução e potássio trocável em diferentes profundidades de um Latossolo Bruno alumínico cultivado e fertilizado durante 21 anos.

FONTES NATURAIS DE POTÁSSIO EM SOLOS

O K do solo provém do intemperismo de minerais primários e secundários que contêm este elemento, principalmente daqueles do grupo das micas, dos feldspatos e dos feldspatóides. Além desses, o K também faz parte da estrutura de outros minerais menos comuns, como a jarosita (sulfeto de Fe) e algumas zeólitas. Nos minerais secundários, o K encontra-se na illita, na vermiculita e nos argilominerais interestratificados. Como os minerais que contêm K são, na maioria, aluminossilicatos, a seguir, será feita uma descrição geral sobre o arranjo estrutural dos principais grupos de silicatos.

O Si está presente nas rochas geralmente em arranjo tetraédrico, rodeado por quatro átomos de oxigênio (veja capítulo IV). Conforme a disposição estrutural dos tetraedros, os silicatos são classificados em nesossilicatos, sorossilicatos, ciclossilicatos, inosissilicatos, filossilicatos e tectossilicatos. Nos nesossilicatos, os tetraedros de Si ligam-se entre si por meio de cátions, a exemplo da forsterita, que é um silicato de Mg, e da fayalita, que é silicato de Fe. Nos sorossilicatos, os tetraedros se unem dois a dois e compartilham um átomo de O. Nos ciclossilicatos, há formação de estruturas fechadas,

na forma de anéis, pela combinação de três, quatro ou seis tetraedros. Nos inosissilicatos, os tetraedros de Si se unem formando cadeias longitudinais, simples ou duplas, onde cada tetraedro compartilha dois O com os tetraedros vizinhos, a exemplo, respectivamente, dos minerais do grupo dos anfibólios e dos piroxênios. Nos filossilicatos, os tetraedros se unem formando cadeias que se estendem em duas direções, onde cada tetraedro apresenta três O compartilhados, a exemplo das micas. Nos tectossilicatos, todos os O de cada tetraedro são compartilhados com tetraedros vizinhos, formando uma rede tridimensional que se projeta em todas as direções, cujos exemplos principais são os minerais do grupo do quartzo e dos feldspatos. Os minerais silicatados que contêm K na estrutura pertencem, principalmente, aos últimos dois grupos, ou seja, aos filossilicatos e aos tectossilicatos, que podem conter entre 50 e 150 g kg^{-1} de K.

Micas

Os filossilicatos mais importantes como fontes de K pertencem ao grupo das micas. As micas são minerais abundantes em vários tipos de rochas, como nas metamórficas (xistos, migmatitos e gnaisses), nas magmáticas intrusivas (granitos e granitóides) e nas sedimentares de granulação fina (siltitos, argilitos e folhelhos). Além disso, as micas ocorrem nos sedimentos derivados destas e de outras rochas (Fanning et al., 1989).

As micas são formadas pelo empilhamento sucessivo de camadas do tipo 2:1, em que cada camada é composta por duas lâminas tetraedrais, intercaladas por uma lâmina octaedral (Figuras 2 e 3). Na lâmina tetraedral ideal, todas as posições centrais do tetraedro são ocupadas pelo Si, enquanto, na lamina octaedral, as cavidades são ocupadas pelo Al ou pelo Mg. Quando apenas 2/3 das posições das cavidades octaedrais são ocupadas, a lâmina é denominada dioctaedral e o cátion central é, geralmente, o Al. Quando todas as cavidades dos octaedros da lâmina são ocupadas, ela é denominada de trioctaedral e o cátion central é, geralmente, o Mg. Esta forma de ocupação permite diferenciar os dois tipos mais comuns de micas encontrados em solos: a muscovita (mica branca), que é dioctaedral, da biotita e da flogopita (micas escuras), que são trioctaedrais.

Durante a formação das micas, entretanto, pode ocorrer a substituição do íon central do tetraedro e do octaedro por outros íons, num processo chamado de substituição isomórfica. Na lâmina tetraedral, o Si^{4+} é geralmente substituído pelo Al^{3+}, gerando um alto déficit de carga positiva na camada, ou seja, aumento da densidade de cargas negativas, que precisa ser neutralizada. Na lâmina octaedral, o Al^{+3} pode ser substituído pelo Mg^{2+}, Fe^{2+}, Fe^{3+} ou pelo Mn^{2+}. A carga negativa gerada na lâmina tetraedral da camada das micas pela substituição parcial de Si^{4+} por Al^{3+} é neutralizada pela entrada do K nas entrecamadas, o qual fica fortemente preso à estrutura (Figuras 2 e 3). O K das micas é, portanto, considerado como sendo estrutural.

A muscovita, a biotita e a flogopita são as micas mais comumente encontradas nas frações grosseiras dos solos (areia e silte) (Quadro 2). Naqueles solos derivados de basalto, onde é incomum a presença de micas, apenas a celadonita tem sido constatada. A illita é um tipo de mica muito comum nos solos, geralmente encontrada na fração argila. Ela apresenta mais água e menos K na estrutura do que as micas típicas. Como a quantidade de K nas entrecamadas da illita é insuficiente para neutralizar o excesso de cargas

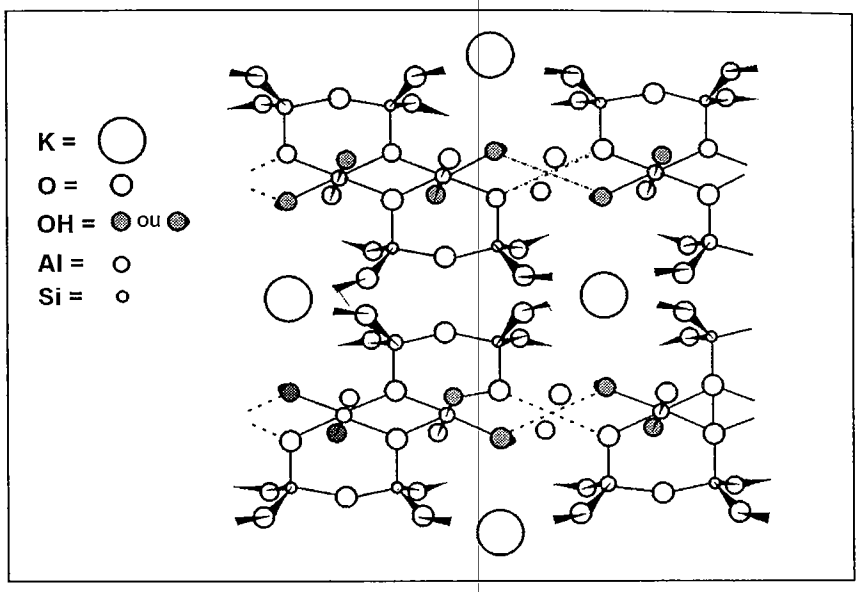


Figura 2. Estrutura idealizada da mica dioctaedral, do tipo muscovita, em vista lateral. Somente dois dos seis tetraedros que circundam o potássio estão representados. Observar que os hidrogênios das hidroxilas da lâmina octaedral apontam para o octaedro vago.

Fonte: Adaptado de Fanning et al. (1989).

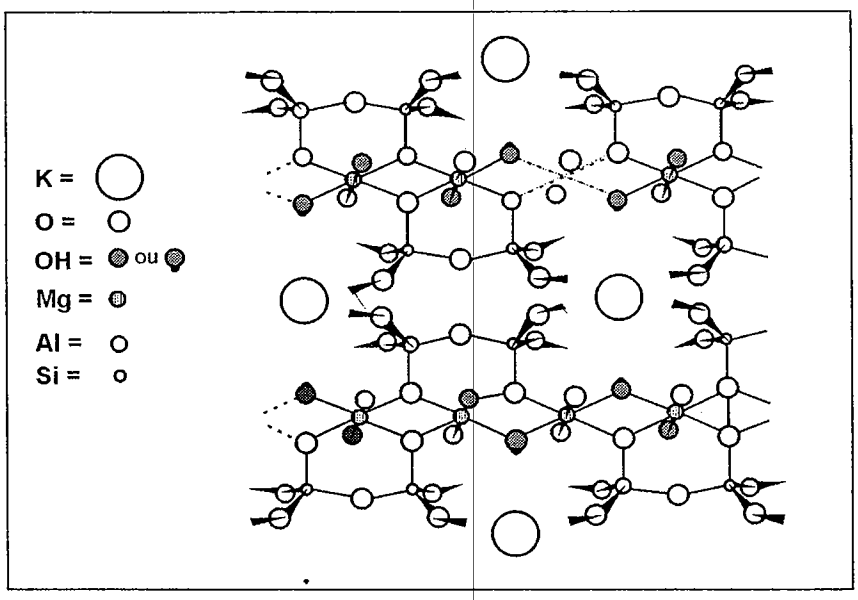


Figura 3. Estrutura idealizada da mica trioctaedral, do tipo biotita, em vista lateral. Somente dois dos seis tetraedros que circundam o potássio estão representados. Observar que os hidrogênios da hidroxila da lâmina octaedral apontam diretamente para o potássio das entrecamadas.

Fonte: Adaptado de Fanning et al. (1989).

negativas das camadas, ela adsorve cátions na superfície externa, diferentemente das micas puras, em que a carga negativa é totalmente balanceada pelo K estrutural. Em decorrência da menor dimensão e da maior quantidade de cargas negativas em relação às micas, a illita é considerada como um mineral secundário em vez de primário.

Quadro 2. Principais características de alguns tipos de micas quanto à carga da camada e os cátions presentes nos tetraedros, octaedros e nas entrecamadas

Mineral	Carga da camada (X)	Cátion			Ânion
		Entrecamada	Tetraedro	Octaedro	
	mol e⁻/f.u.[1]				
			Dioctaedrais		
Muscovita	1	K	Si_3Al	Al_2	$O_{10}(OH)_2$
Glauconita	0,68	$K_{0,65}Na_{0,03}$	$Si_{3,87}Al_{0,13}$	$Al_{0,63}Fe^{3+}_{0,82}Fe^{2+}_{0,19}Mg_{0,36}$	$O_{10}(OH)_2$
Illita	0,81	$K_{0,64}Na_{0,03}Ca_{0,07}$	$Si_{3,38}Al_{0,62}$	$Al_{1,4}Fe^{3+}_{0,39}Mg_{0,22}$	$O_{10}(OH)_2$
Celadonita	0,99	$K_{0,97}Ca_{0,01}$	$Si_{3,96}Al_{0,04}$	$Al_{0,18}Fe^{3+}_{0,87}Fe^{2+}_{0,24}Mg_{0,71}$	$O_{10}(OH)_2$
			Trioctaedrais		
Biotita	1	K	Si_3Al	$(Mg,Fe^{2+})_3$	$O_{10}(OH)_2$
Flogopita	1	K	Si_3Al	Mg_3	$O_{10}(OH)_2$

[1] mol de elétrons por fórmula unitária.
Fonte: Adaptado de Fanning et al. (1989).

Feldspatos e Feldspatóides

Os feldspatos são minerais do grupo dos tectossilicatos, nos quais o Al^{3+} pode substituir parcialmente o Si^{4+} na rede cristalina do arranjo tetraedral. Essa substituição isomórfica gera um excesso de cargas negativas que é neutralizado pela entrada de cátions nos espaços tetraedrais, principalmente Na, K, Ca ou Ba. De acordo com a proporção e com o tipo de metais presentes, os feldspatos são subdivididos em alcalinos, que contêm K e Na, e plagioclásios, que contêm Ca e Na.

O ortoclásio, a microclina e a sanidina são os feldspatos potássicos mais comuns no solo. O ortoclásio é comum em granitos e sienitos, mas também ocorre em rochas metamórficas; a sanidina é comum em rochas magmáticas extrusivas, como riolitos e traquitos; e a microclina é mais comumente encontrada em pegmatitos, veios hidrotermais e em rochas metamórficas (Huang, 1989).

A Leucita ($KAlSi_2O_6$) e a Nefelina [$KNa_3(AlSiO_4)_4$] são os feldspatóides mais comuns como fonte de K. A Leucita, que ocorre em rochas magmáticas extrusivas, tem maior conteúdo de K que a Nefelina, mais comumente encontrada em rochas alcalinas, como os foialitos e fonolitos. Todo o K nos feldspatos e nos feldspatóides é de tipo estrutural, ou seja, encontra-se no interior da intrincada rede tridimensional de tetraedros de Si. Desse modo, para que o K possa ser utilizado pelas plantas, esses minerais necessitam ser dissolvidos por meio das reações naturais de intemperismo químico que ocorrem durante a formação e desenvolvimento do solo.

INTEMPERISMO DOS MINERAIS POTÁSSICOS

As principais fontes naturais de K no solo provêm do intemperismo químico dos minerais primários. A hidrólise é o principal desses processos, na qual os íons H^+ atacam as ligações que unem o K na estrutura dos minerais, conforme a Eq. 1, exemplificada para o feldspato ortoclásio:

$$KAlSi_3O_8 + H^+ \rightarrow HAlSi_3O_8 + K^+ \quad (1)$$

A reação completa de decomposição do feldspato geralmente origina um mineral de argila ou um óxido de Al, com formação de uma base e do excesso de Si, como pode ser visto na Eq. 2, que mostra a formação da caulinita a partir de um feldspato:

$$2KAlSi_3O_8 + 3H_2O \rightarrow Al_2Si_2O_5(OH)_4 + 4SiO_2 + 2KOH \quad (2)$$

O mineral originado a partir da alteração dos feldspatos depende da intensidade do fluxo lixiviante. Quando o fluxo lixiviante é pouco intenso, há remoção de pequenas quantidades de sílica e de bases do perfil. Neste caso, há a formação de argilominerais do tipo 1:1, como a caulinita, ou mesmo do tipo 2:1, como a esmectita. Nas regiões tropicais, normalmente, as temperaturas são elevadas e há grande disponibilidade de água, o que favorece um fluxo lixiviante intenso, caso haja boa drenagem. Neste caso, há remoção completa da sílica e das bases do perfil, e a alteração dos feldspatos origina a formação de óxidos de Al, do tipo gibsita, ao invés da caulinita (Melfi & Pedro, 1977). Nas condições brasileiras, a alteração dos feldspatos potássicos geralmente origina a caulinita e, raramente, a gibsita. Durante este processo, ocorrem perdas substanciais de K por lixiviação, resultando numa pequena reserva de K nas frações mais grosseiras dos solos.

Outro mecanismo importante de liberação do K dos minerais primários é o da transformação estrutural das micas, por hidratação. Nesse processo, ocorre perda gradativa do K estrutural das entrecamadas, culminando com a transformação das micas em minerais secundários, como a illita e a vermiculita (Eq. 3):

$$\text{MICA} \underset{-K-H_2O}{\overset{+K+H_2O}{\rightleftharpoons}} \text{ILITA} \underset{-K+Mg}{\overset{+K-Mg}{\rightleftharpoons}} \text{VERMICULITA} \quad (3)$$

As micas, após sofrerem hidratação, perdem K gradativamente e se transformam em illita. Caso haja grande disponibilidade de Mg, ele substitui totalmente o K na estrutura da mica, que se transforma em vermiculita.

Aproximadamente 75 % do K na illita é mantido na forma estrutural, no pequeno espaço entre as camadas (em torno de 1,0 nm), sendo, por este motivo, pouco disponível às plantas. O K que se localiza nas entrecamadas da vermiculita, apesar de não ser estrutural, mantém um equilíbrio lento com o K da solução.

O intemperismo das micas pode também ocorrer por meio de reações de hidrólise, envolvendo a dissolução completa do mineral, que resulta na liberação do K e na síntese de novos minerais secundários. Em qualquer situação, a transformação ou a dissolução das micas libera quantidades significativas de K para as plantas.

As reações de intemperismo podem também formar outros tipos de minerais de argila, com características estruturais intermediárias entre aqueles citados. É o caso dos argilominerais interestratificados, que podem conter estruturas de dois ou mais minerais num mesmo cristal, em combinações do tipo: mica-vermiculita, illita-vermiculita, caulinita-vermiculita, e caulinita-esmectita. Esses argilominerais ainda são pouco estudados dada a dificuldade de detecção pelos métodos convencionais, porém são cada

vez mais referenciados como componentes importantes em solos, notadamente naqueles mais intemperizados. Esses argilominerais também podem-se constituir fontes importantes de K no solo.

Considerando a seqüência clássica de estabilidade dos minerais proposta por Goldich, as micas e os feldspatos potássicos enquadram-se como altamente resistentes ao intemperismo químico, sendo apenas menos resistentes do que o quartzo. Dentre as micas, as de coloração escura, como a biotita e a flogopita, são mais facilmente intemperizáveis do que as brancas, como a muscovita. Tradicionalmente, essa diferença tem sido atribuída ao maior conteúdo de Fe na biotita, o qual, sendo mais facilmente oxidado, tornaria essas micas mais instáveis. Fanning et al. (1989), entretanto, atribuem a maior estabilidade da muscovita à orientação do H da hidroxila no octaedro, o qual está direcionado ao espaço octaedral vago da lâmina dioctaedral. Nas micas escuras, o H aponta diretamente para o K da entrecamada, aumentando a repulsão entre os íons, deixando, por isso, o mineral mais instável. Dentre os feldspatos potássicos, ortoclásio é mais facilmente intemperizável do que microclina (Huang, 1989).

RESERVAS DE POTÁSSIO EM SOLOS BRASILEIROS

A maioria dos solos brasileiros é constituída principalmente por Latossolos e Argissolos. Tais solos caracterizam-se por apresentar alto grau de alteração dos seus materiais constituintes, restando pouca ou nenhuma reserva mineral nas frações grosseiras, dominadas quase que exclusivamente por quartzo e outros materiais resistentes ao intemperismo. Em alguns Latossolos, entretanto, alguma reserva de K pode ser encontrada nas frações grosseiras, quando a muscovita está presente, porém teores importantes têm sido constatados nas frações silte e argila. Na fração argila, o K está provavelmente associado a argilominerais do tipo 2:1 com polímeros de hidróxi Al nas entrecamadas (2:1 HE) e também a minerais interestratificados do tipo caulinita-vermiculita ou caulinita-esmectita (Silva et al., 1995). Nos Argissolos, maiores conteúdos de K total têm sido identificados em solos desenvolvidos de rochas pelíticas, granitos, gnaisses e migmatitos, nas quais o conteúdo de minerais potássicos é mais elevado (Nachtigall & Vahl, 1989; Meurer et al., 1996).

Os solos de origem mais recente, incluindo Neossolos, Vertissolos, Luvissolos e Chernossolos, embora ocupem áreas menos expressivas do território brasileiro, podem apresentar maior reserva de nutrientes, graças à presença de teores expressivos de micas e feldspatos nas frações grosseiras, as quais podem representar importantes fontes de K.

FATORES QUE AFETAM A DISPONIBILIDADE DE POTÁSSIO NO SOLO

A disponibilidade de K para as plantas é influenciada por fatores relacionados com os solos, com a própria planta e com o clima.

Os principais fatores de solo são: a atividade de K na solução, o restabelecimento da mesma por formas trocáveis e não-trocáveis, à medida que ele é absorvido pelas plantas ou lixiviado, e o transporte do nutriente até à superfície das raízes. Nos sistemas de cultivos sem mobilização do solo, nos quais os fertilizantes não são incorporados, a mobilidade vertical no perfil também exerce alguma influência.

As propriedades da planta que influenciam a disponibilidade de K são: a morfologia do sistema radicular, a taxa de demanda de cada espécie, os parâmetros cinéticos de absorção (velocidade máxima, $I_{máx}$, constante de Michaelis-Menten, K_m, e concentração na solução onde o influxo deixa de existir, $C_{mín}$) (veja capítulo IV).

A temperatura e a umidade do solo são os fatores relacionados com o clima que também influenciam a disponibilidade de K. A elevação da temperatura ambiente e do solo aumenta a absorção de K pelas plantas porque favorece tanto a difusão de K no solo quanto o processo de absorção. O aumento do teor de água no solo também favorece a absorção de K porque aumenta o transporte de K até às raízes pelos diferentes mecanismos.

A seguir, será feita uma breve descrição sobre cada um dos fatores de solo e de planta que influenciam a absorção de K pelos vegetais.

Atividade de Potássio

A atividade na solução do solo é uma propriedade que determina as reações químicas do K com outros elementos ou entidades químicas, assim como sua absorção pelas plantas. A atividade depende, portanto, da concentração de K e dos demais íons e moléculas na solução do solo, os quais, em conjunto, determinam a força iônica da solução. Em baixas concentrações, a atividade e a concentração são praticamente iguais; em determinadas microrregiões do solo, entretanto, como acontece próximo aos grânulos dos fertilizantes, a atividade é bem menor que a concentração. A concentração de K na solução do solo foi a propriedade que mais influenciou a absorção de K em solos do Rio Grande do Sul (Gianello & Mielniczuk, 1981; Meurer & Anghinoni, 1994).

A atividade de K, ou de qualquer outro elemento, pode ser calculada por meio da Eq. 4, proposta por Debye-Huckel:

$$\log \gamma = - 0{,}5091\ Z^2\ (\sqrt{\mu}\ /\ (1 + aB\ \sqrt{\mu}\ )) \qquad (4)$$

na qual γ é o coeficiente de atividade e Z é a valência do íon cuja atividade será calculada; a e B são constantes, cujos valores para K são 3 e 0,33, respectivamente; e μ é a força iônica da solução do solo. O valor da força iônica (μ) pode ser obtido pelo uso da Eq. 5 ou por meio de uma equação de regressão a partir de dados da condutividade elétrica da solução.

$$\mu = ½\ \Sigma(Ci\ Zi^2) \qquad (5)$$

na Eq.5 C é a concentração, Z é a valência, e i representa cada um dos elementos químicos presentes na solução do solo.

Atualmente, existem vários programas específicos de computador que calculam a atividade iônica de qualquer íon, desde que sejam conhecidos os valores de pH, condutividade elétrica e a concentração dos diversos cátions e ânions na solução do solo.

Sobre este assunto, veja capítulo IV.

Poder Tampão de Potássio (PTK)

O Poder Tampão de Potássio (PTK) é a capacidade que o solo tem de manter estável a concentração de K na solução, à medida que o K é adicionado ou retirado do solo. Graficamente, ele é representado pela relação Q/I, em que Q (K lábil ou, idealmente, trocável) representa a quantidade de K na fase sólida que pode passar para a solução do solo em curto espaço de tempo, também denominado fator quantidade de K, e I representa a atividade de K na solução do solo, ou fator intensidade de K. O restabelecimento de K na solução do solo (I) é feito principalmente pelo K trocável (Q), havendo, em algumas circunstâncias, contribuição de outras formas de K no solo. Quando o equilíbrio é mantido predominantemente pelo K trocável, ele é rápido e acontece em alguns minutos; quando é pelas outras formas de K, ele é variável e bem mais lento.

Em termos de disponibilidade às plantas, é importante que haja uma relação Q/I alta, porém acompanhada de um valor alto do fator intensidade. A existência de um valor de I alto significa boa concentração de K na solução do solo, junto às raízes, e isso facilita sua absorção pelas plantas, cuja velocidade é diretamente proporcional a essa concentração. Um valor alto para Q garante grande estoque trocável e um restabelecimento rápido da concentração de K na solução do solo, e ao mesmo tempo mantém essa reposição por um longo período de tempo, à medida que o K for absorvido pelas plantas.

A relação Q/I é linear dentro de uma ampla faixa de valores de K no solo. Por isso, os gráficos de I em função de Q são normalmente representados por um ou, no máximo, dois segmentos de reta. À medida que os valores de K aumentam no solo, a declividade da reta diminui, porque o K passa a ser adsorvido com menor preferência pelos sítios de ligação; o inverso é verdadeiro para situações em que haja valores mais baixos de K no solo, em que a declividade da curva Q/I aumenta em função do aumento na energia de adsorção dele pela fase sólida (veja capítulos IV e VIII).

O PTK pode ser calculado, desde que se conheça a atividade dos principais elementos na solução do solo e a concentração deles na fase trocável, incluindo o K. A seguir será demonstrado por meio de algumas equações como se calcula o PTK. Para isso, será usada a Eq. 6, proposta por Gapon, assumindo-se somente as reações de troca entre K, Ca e Mg que, em solos sem Al, representam a quase totalidade dos cátions que se ligam eletrostaticamente às cargas negativas.

$$X\text{-}(Ca + Mg)_{½} + K^{+} \rightleftarrows \text{-}K + ½\,(Ca^{2+} + Mg^{2+}) \qquad (6)$$

em que X representa uma carga negativa, e, portanto, X-K e X-$(Ca + Mg)_{½}$ estão adsorvidos a ela, e K^{+} e ½$(Ca^{2+} + Mg^{2+})$ representam as formas presentes na solução do solo. O coeficiente de seletividade (K_g) pode ser então calculado por meio da Eq. 7:

$$K_g = [X\text{-}K / (X\text{-}(Ca + Mg))^{1/2}]\,[(Ca^{2+} + Mg^{2+})^{1/2} / K] \quad (7)$$

Como normalmente mais de 90 % das cargas negativas livres em solos com pH maior que 5,5 são ocupadas com Ca e Mg, pode-se assumir que a soma dos valores trocáveis desses dois cátions representa a $CTC_{efetiva}$, ou seja $(X\text{-}(Ca + Mg)_{1/2} = t$[1]. Nesse caso, o coeficiente de seletividade pode ser obtido por meio da Eq. 8:

$$K_g = [X\text{-}K / t]\,[(Ca^{2+} + Mg^{2+})^{1/2} / K^+] \quad (8)$$

A qual pode ser rescrita como:

$$X\text{-}K = K_g\, t\, [K^+ / (Ca^{2+} + Mg^{2+})^{1/2}] \quad (9)$$

A relação $[K^+ / (Ca^{2+} + Mg^{2+})^{1/2}]$ é definida como sendo o quociente de atividade de K (QAK), ou seja, a atividade do K na solução do solo relativa à atividade dos demais cátions, nesse caso representados por Ca e Mg, permitindo reescrever a Eq. 9, da seguinte forma:

$$X\text{-}K = K_g\, t\, QAK \quad (10)$$

$$K\text{-}X / QAK = K_g\, t \quad (11)$$

Como a expressão (X-K / QAK) representa o poder tampão de K no solo (PTK), a equação que descreve essa propriedade pode ser finalmente escrita como:

$$PTK = K_g\, t \quad (12)$$

Verifica-se, portanto, que o PTK é diretamente proporcional ao coeficiente de seletividade do K e à $CTC_{efetiva}$ do solo.

Os valores de PTK para quatro solos de várzea do Estado de Minas Gerais variaram de 4,2 a 11 $(mol_c\ dm^{-3})/(mol\ L^{-1})^{1/2}$ (Villa et al., 2004). Gianello & Mielniczuk (1981) verificaram que o PTK foi o segundo fator que mais influenciou a absorção de K pelo milho em solos do Rio Grande do Sul, só superado pela concentração de K na solução do solo.

Suprimento de Potássio às Raizes

O suprimento de K às raízes ocorre basicamente pelos mecanismos de fluxo de massa e difusão. A intercepção radicular, outro mecanismo de acesso das raízes aos nutrientes, contribui com menos de 5 % da demanda de K pelas plantas, considerando o pequeno volume de solo explorado pelo sistema radicular da maioria das espécies.

---

[1] $X\text{-}(Ca + Mg)_{1/2}$ = atividade dos cátions adsorvidos ($mol\ dm^{-3}$). Se eles se expressam em $mol_c\ dm^{-3}$ $X\text{-}(Ca + Mg) = t$ e no cálculo do coeficiente de seletividade $K_g\,[X\text{-}(Ca + Mg)] = t$.

Fluxo de Massa

No mecanismo de fluxo de massa, os íons se movimentam em direção às raízes em conseqüência da formação de um gradiente de potencial hídrico. Quando a planta absorve água, é gerada uma diferença de potencial hídrico entre as regiões adjacentes às raízes e aquelas imediatamente próximas delas. Como conseqüência desse gradiente, a solução do solo desloca-se em direção às raízes e leva consigo os nutrientes nela presentes. A quantidade de K que é transportada por esse mecanismo depende, portanto, da concentração de K na solução do solo e do fluxo hídrico, o qual varia de acordo com o volume de água transpirada pelas plantas. A quantidade de K que chega às raízes por esse mecanismo em determinado período de tempo ($\Delta q/\Delta t$) pode ser representada matematicamente pela Eq. 13:

$$\Delta q/\Delta t = Av \cdot Cs \qquad (13)$$

em que Av é o conteúdo volumétrico de água no solo e Cs é a concentração de K na solução do solo. Normalmente, menos de 30 % do K necessário pelas plantas é suprido por esse mecanismo; o restante chega às raízes pelo mecanismo de difusão. Vargas et al. (1983) verificaram que apenas 10,1 % do K absorvido pelo milho cultivado em doze solos de Rio Grande do Sul, em casa de vegetação, foi suprido por fluxo de massa. Valores semelhantes foram obtidos em Latossolos paulistas, com variação de 4 a 12 %, para o milheto (Rosolem et al., 2003), e de 3,5 a 19 %, para o algodoeiro (Oliveira et al., 2004).

Difusão

O transporte de K por difusão em direção às raízes inicia-se quando a quantidade do nutriente que chega às raízes por fluxo de massa, somada àquela que é interceptada pelo crescimento radicular, é inferior à quantidade absorvida pelas plantas. Com isso, passa a existir um gradiente (diferença) de concentração de K entre a rizosfera e as áreas adjacentes a ela, que determina o transporte de K em direção às raízes, por difusão. O coeficiente de difusão efetivo de K no solo (De) é expresso pela Eq. 14:

$$De = D \; Av \; T \; (dCi/dCs) \qquad (14)$$

Nela, D representa o coeficiente de difusão na água, que para K, a 25 °C, é $1{,}98 \times 10^{-5}$ cm^2 s^{-1} [(2)] (Parsons, 1959), Av é o conteúdo volumétrico de água no solo, T é o recíproco da tortuosidade existente no caminho de solo a ser percorrido pelo nutriente, e dCi/dCs é o recíproco do poder tampão de potássio (PTK), em que Ci é a concentração de K em solução e Cs é o teor de K trocável.

Quando a difusão de K no solo ocorre em direção às raízes, passa a existir a influência de características relacionadas com as plantas. Nesse caso, a Eq. 14, que descreve o coeficiente de difusão efetivo (De), pode ser transformada na Eq. 15, que descreve a quantidade de K que chega às raízes por difusão em determinado período de tempo ($\Delta q/\Delta t$):

---

(2) 1.980 μm^2 s^{-1}.

$$\Delta q/\Delta t = Av\ Ar\ D\ (Cs - Cr)/L \quad (15)$$

Nela, Ar é a área radicular, Cr e Cs representam, respectivamente, a concentração de K solução do solo na superfície das raízes e na primeira distância ainda não afetada por elas; L representa a distância entre Cs e Cr; e D e Av têm o mesmo significado da equação anterior.

A difusão de K no solo em direção às raízes é afetada, portanto, por fatores relacionados com o solo e com a planta. Dos fatores de solo, destacam-se o conteúdo volumétrico de água, a concentração de K na solução, o PTK e a densidade. O conteúdo de água e a densidade determinam a tortuosidade do caminho a ser percorrido. Quanto maior o teor de água, mais curto é o caminho, pois os íons somente se movimentam na fase líquida. À medida que o teor de água diminui, o caminho a ser percorrido passa a ser mais tortuoso porque as moléculas de água são adsorvidas às partículas sólidas e o filme de água passa a ser cada vez menos espesso. O mesmo efeito é obtido com o aumento da densidade do solo, até determinado valor, como conseqüência da aproximação das partículas sólidas; acima desse valor, o aumento na densidade provoca aumento na tortuosidade.

A elevação da concentração de K na solução, que ocorre quando fertilizantes potássicos são adicionados ao solo, favorece a difusão de K porque aumenta o gradiente de concentração já que a concentração na superfície das raízes, que varia com as espécies vegetais, normalmente é mantida bastante baixa. A manutenção da concentração de K na solução do solo, assim como a espessura da zona de depleção ao redor das raízes (distância ao redor de cada raiz cuja concentração da solução é influenciada pela raiz), é influenciada pelo poder tampão de K (PTK).

A contribuição do mecanismo de difusão foi de 89 % do K absorvido pelo milho, cultivado em doze solos do Rio Grande do Sul, em casa de vegetação (Vargas et al., 1983); num Latossolo Vermelho de São Paulo, a contribuição da difusão para o algodoeiro variou de 72 a 96 % da quantidade total de K absorvida (Oliveira et al., 2004).

A contribuição dos mecanismos de fluxo de massa e difusão para o suprimento de K às raízes pode ser matematicamente representada pela Eq. 16.

$$\Delta q/\Delta t = [Av\ Ar\ D\ (Cs - Cr)\ /L] + [Av\ Cs] \quad (16)$$

Ela mostra que a quantidade de K que chega às raízes é afetada principalmente pelo teor de água, pela concentração de K na solução e pelo PTK, assim como pelo volume do sistema radicular e pela quantidade de água transpirada pelas plantas.

Mais informações sobre os mecanismos de transportes de nutrientes na solução do solo são apresentadas no capítulo IV.

Morfologia de Raízes e Parâmetros Cinéticos de Absorção

A morfologia do sistema radicular e os parâmetros cinéticos de absorção são os fatores relacionados com as plantas que determinam a absorção de K e, conseqüentemente, influenciam seu transporte na solução do solo em direção às raízes.

A absorção de K aumenta com o aumento do sistema radicular. O aumento da área do sistema radicular resulta na exploração de maior volume de solo pelas plantas e, como conseqüência, maior interceptação de K e diminuição no caminho a ser percorrido pelo nutriente em direção às raízes, tanto por difusão quanto por fluxo de massa. Sendo assim, plantas que se desenvolvem em solos onde há limitação ao crescimento das raízes (presença de Al tóxico, compactação ou presença de outros impedimentos físicos, e inadequado suprimento de O_2), absorverão menos K do que plantas cujo sistema radicular cresce adequadamente e necessitarão, portanto, de dose maior de fertilizantes potássicos.

A partir do momento em que o K está em contato com as raízes, a absorção passa a ser determinada pelos parâmetros cinéticos de absorção. Eles determinam a taxa de absorção e, por conseqüência, a exaustão da concentração de K na zona de depleção ao redor da raiz que, por sua vez, influencia a difusão de K no solo. Esses parâmetros são: a velocidade máxima de absorção ou influxo máximo ($I_{máx}$), a constante de Michaelis-Menten ou constante de afinidade (K_m) e a concentração na solução abaixo da qual a absorção líquida de K pelas plantas não ocorre ($C_{mín}$).

Valores elevados para $I_{máx}$ e valores baixos para K_m e para $C_{mín}$ favorecem a absorção de K pelas plantas. O $I_{máx}$ é importante para condições onde haja uma média ou alta disponibilidade de K. O $C_{mín}$ é importante para situações onde há baixa disponibilidade de K. Nessas condições, como a concentração de K é baixa, valores baixos de $C_{mín}$ permitirão que as plantas continuem absorvendo K e garantam alguma produtividade, mesmo que não muito alta. O K_m, que representa a concentração de K na solução do solo onde a velocidade de absorção é metade da velocidade máxima ($I_{máx}$), é importante para qualquer situação de fertilidade, uma vez que, na zona de depleção, junto à superfície das raízes, a concentração de K é sempre média ou baixa porque a maior parte do K que chega às raízes é suprida por difusão. Alguns valores dos parâmetros cinéticos de absorção de K para algumas espécies no Brasil podem ser visualizados no quadro 3.

A equação de Michaelis-Menten, desenvolvida por Epstein (1972) (Eq. 17), utiliza os parâmetros cinéticos para descrever matematicamente a absorção de nutrientes (A):

$$A = [(Cr\, I_{máx}) / (Cr + K_m)] - C_{mín} \qquad (17)$$

Nela, Cr representa a concentração de K na zona de depleção, junto à superfície das raízes; os demais parâmetros foram definidos anteriormente. Verifica-se, portanto, que a absorção de K pelas plantas depende tanto da chegada do nutriente às raízes como de sua absorção. Esses dois fenômenos podem ser matematicamente representados pela Eq. 18:

$$A = [Av\, Ar\, D\, (Cs - Cr) / L] + [Av\, Cs] + [(Cs\, I_{máx}) / (Cs + K_m)] - C_{mín} \qquad (18)$$

em que as duas primeiras partes representam, respectivamente, a contribuição da difusão e do fluxo de massa, e a terceira representa a absorção.

Informações adicionais sobre modelos de absorção (aquisição) de nutrientes pelas plantas são apresentados no capítulo IV.

Quadro 3. Valores dos parâmetros cinéticos da equação de Michaelis-Menten: velocidade máxima ou influxo máximo ($I_{máx}$), constante de Michaelis-Menten ou constante de afinidade (K_m) e concentração na solução quando o influxo líquido é zero ($C_{mín}$) para potássio, de algumas espécies de plantas com diferentes idades

Espécie (idade)	Valor	Autor
	$I_{máx}$ (µmol cm^{-2} h^{-1})	
Trigo (38 dias)	125 a 186	Anghinoni et al. (1989)
Milho (22 dias)	134 a 144	Anghinoni et al. (1989)
Milho[1](20 dias)	38 a 62	Horn et al. (2006)
Arroz (51 dias)	40 a 59	Anghinoni et al. (1989)
Aveia (36 dias)	23	Anghinoni et al. (1989)
Colza (42 dias)	40	Anghinoni et al. (1989)
Soja[1] (20 dias)	42 a 240	Sacramento & Rosolem (1997)
Soja[1] (40 dias)	6 a 32	Sacramento & Rosolem (1997)
Soja[1] (60 dias)	5 a 32	Sacramento & Rosolem (1997)
	K_m (µmol L^{-1})	
Trigo (38 dias)	13 a 16	Anghinoni et al. (1989)
Milho (22 dias)	8 a 16	Anghinoni et al. (1989)
Milho (20 dias)	37,4 a 39,1	Horn et al. (2006)
Arroz (51 dias)	5,5 a 25	Anghinoni et al. (1989)
Aveia (36 dias)	12,3	Anghinoni et al. (1989)
Colza (42 dias)	9,7	Anghinoni et al. (1989)
Soja (20 dias)	18 a 141	Sacramento & Rosolem (1997)
Soja (40 dias)	30 a 136	Sacramento & Rosolem (1997)
Soja (60 dias)	37 a 134	Sacramento & Rosolem (1997)
	$C_{mín}$ (µmol L^{-1})	
Trigo (38 dias)	1,5 a 1,8	Anghinoni et al. (1989)
Milho (22 dias)	1,2	Anghinoni et al. (1989)
Milho (20 dias)	3,8 a 6,7	Horn et al. (2006)
Arroz (51 dias)	2,8	Anghinoni et al. (1989)
Soja (20 dias)	3,7 a 64	Sacramento & Rosolem (1997)
Soja (40 dias)	1,7 a 102	Sacramento & Rosolem (1997)
Soja (60 dias)	1,6 a 36	Sacramento & Rosolem (1997)

[1] µmol g h^{-1}

Mobilidade Vertical de Potássio no Perfil do Solo

A mobilidade vertical de dado nutriente do solo é determinada pela quantidade de água que percola no perfil e pela concentração do nutriente na solução do solo. O K tem boa mobilidade no perfil do solo, intermediária entre o N e o P. A mobilidade vertical é importante em situações em que o K é aplicado sobre a superfície do solo, pois a absorção de qualquer nutriente é dependente da concentração dos mesmos junto às raízes, e em culturas de ciclo anual, elas estão, predominantemente, nos 20 cm superficiais. Por isso, nos primeiros cultivos subseqüentes à instalação do sistema plantio direto, no qual os fertilizantes não são incorporados na camada superficial do solo, pode haver limitação no suprimento de K às raízes em solos com baixos teores disponíveis deste nutriente, principalmente se houver períodos com déficit hídrico. A mobilidade vertical de K será enfocada com maiores detalhes no tópico referente ao método de aplicação dos fertilizantes potássicos.

Acidez e CTC do Solo

O pH afeta a disponibilidade de K no solo porque influencia o crescimento das raízes e o poder tampão de K (PTK).

Solos com pH muito baixo, normalmente inferior a 5,2, revelam Al em teores tóxicos, o qual inibe o crescimento e o desenvolvimento das raízes. Plantas com sistema radicular com crescimento restrito exploram menor volume de solo relativamente a plantas com raízes normais e, conseqüentemente, têm acesso a menor quantidade de K. Sendo assim, em solos onde exista Al em teores tóxicos, há necessidade da adição de maior quantidade de fertilizantes potássicos do que em solos isentos dessa toxidez.

Por outro lado, a elevação do pH promove aumento nas cargas negativas do solo (Albuquerque et al., 2000), fazendo com que parte do K da solução migre para as cargas criadas (Defelipo & Braga, 1983), elevando, assim, o PTK. Como a elevação do PTK, nesse caso, foi conseqüência da alteração do equilíbrio entre as formas disponíveis de K e não do aumento do K no solo, pode haver diminuição na disponibilidade de K às plantas. Caso a disponibilidade de K seja média ou baixa, há necessidade da adição de fertilizantes potássicos após a calagem. O novo manual de adubação e de calagem dos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (CFSRS/SC, 2004) considera a CTC como um fator na avaliação da disponibilidade de K. Os valores adequados de K disponível no solo são de 45, 60 e 90 mg dm^{-3}, respectivamente, para solos com CTC determinada a pH 7,0 inferiores a 5,0, entre 5,0 e 15,0 e superiores a 15,0 $cmol_c$ dm^{-3}. O valor da CTC também é considerado na região do Cerrado brasileiro para fins de recomendação da quantidade e da forma de aplicação dos fertilizantes potássicos (Vilela et al., 2004). Para solos com CTC a pH 7,0 menor que 4,0 $cmol_c$ kg^{-1}, o valor de K disponível tido como satisfatório necessita ser maior que 31 mg kg^{-1}; se a CTC for igual ou superior a 4,0 $cmol_c$ kg^{-1}, entretanto, o K no solo precisa ser maior que 51 mg kg^{-1}. Além disso, pesquisadores recomendam que a fertilização potássica seja aplicada parcelada ou a lanço quando a dose de K_2O for maior que 40 ou 100 kg ha^{-1}, respectivamente, em solos com CTC inferior a 4,0 ou superior ou igual a 4,0 $cmol_c$ kg^{-1}. Por outro lado, na cultura da cana-de-açúcar em seis solos no Estado de São Paulo, não se observou efeito da calagem na resposta a K (Rossetto et al., 2004).

MÉTODOS PARA AVALIAR A DISPONIBILIDADE DE POTÁSSIO

A disponibilidade de K para as plantas pode ser avaliada por meio de análises de solo, folhas, frutos, bem como pela diagnose visual das plantas.

Análise de Solo

A análise de solo é a técnica mais utilizada e mais eficiente para avaliar a disponibilidade de K para os vegetais. Todas as regiões brasileiras praticamente apresentam curvas de calibração para K para a maioria das espécies de interesse

comercial. Nessa técnica, os valores de K fornecidos pela análise são comparados com os valores de tabelas previamente elaboradas com base na pesquisa científica regional. De acordo com a classe de fertilidade em que os valores da análise se encontram (muito baixo, baixo, médio, alto, etc.), recomenda-se ou não a fertilização potássica. As tabelas de adubação indicam valores a serem aplicados, os quais podem ser aumentados ou diminuídos pelos técnicos, que, para isso, deverão considerar o nível tecnológico do produtor, a disponibilidade de recursos econômicos, o histórico da área e a perspectiva de rendimento, dentre outros fatores ou condições.

Para fins da avaliação da fertilidade do solo, o K que consta nos resultados das análises é chamado genericamente de 'extraível', 'disponível' ou 'trocável'. Essa forma inclui todo o K na solução do solo, o K adsorvido eletrostaticamente às cargas negativas (K trocável) e, em algumas situações, uma pequena fração de K não-trocável. No Brasil, o K disponível é extraído do solo com uma mistura de ácidos diluídos (Mehlich-1), ou com solução de acetato de amônio 1,0 mol L^{-1} a pH 7,0, ou, ainda, com resina trocadora de íons. Todos esses métodos quantificam valores semelhantes de K (Prezotti et al., 1988; Villa et al., 2004). Essas determinações são fáceis, rápidas, baratas, e os valores extraídos representam a forma de K no solo que mais se correlaciona com a quantidade de K absorvida pelas plantas (Villa et al., 2004).

A eficiência da análise de solo em predizer a capacidade de suprimento de K do solo pode ser aumentada pela inclusão de outros fatores além do K disponível, tais como mineralogia (Meurer & Anghinoni, 1993), CTC (Meurer & Anghinoni, 1993), e K não-trocável (Nachtigall & Vahl, 1991b). Em solos que contêm teores consideráveis de illita e, ou, vermiculita, o K disponível nem sempre é um índice para predizer a disponibilidade de K, a qual é melhorada pela adição da CTC e do teor de illita do solo (Cox et al., 1999) ou pelo teor de argila (Khan & Fenton, 1996). Entretanto, mesmo em solos com predomínio de minerais do tipo 2:1, o K disponível constitui boa característica para a avaliação da disponibilidade de K, desde que a forma não-trocável seja baixa (Cox et al., 1999).

Em trabalhos de pesquisa, além do K disponível, são também determinadas outras formas, principalmente o K na solução, o K total e o K não-trocável.

Análise Foliar

A análise foliar é uma técnica importante para avaliar a disponibilidade de K para determinadas espécies vegetais, especialmente as de ciclo perene. Ela ganha em importância quando acompanhada de análise de solo e de dados relativos à produtividade e ao histórico de manejo da área produtiva.

O teor de K nas folhas é conseqüência da disponibilidade do nutriente no solo, das condições de absorção pelas raízes e de sua translocação para a parte aérea, incluindo frutos ou grãos. Muitas vezes, os nutrientes existem em teores suficientes no solo, mas, em decorrência da seca, do excesso de água, ou de qualquer impedimento físico do solo ao crescimento das raízes, eles não são absorvidos em quantidades suficientes. Noutras vezes, mesmo tendo sido absorvidos, eles são translocados preferencialmente para os frutos ou sementes e permanecem em baixas concentrações nas folhas.

Ernani et al. (2002) avaliaram a resposta da macieira à aplicação de K ao solo e determinaram, anualmente, o rendimento de frutos e os teores de K nas folhas e no solo. Apesar de o K trocável ter atingido valores extremamente altos nos 20 cm superficiais do solo, maiores que 600 mg kg^{-1} nas doses mais elevadas, a concentração de K nas folhas foi sempre inferior a 11 g kg^{-1} (Quadro 4), o que seria considerado insuficiente pelos padrões comparativos atuais. Os valores baixos de K nas folhas deveram-se às altas produtividades de frutos. Como os teores dos nutrientes nas folhas são afetados pela translocação ou não deles para os frutos em quantidades significativas, assim como pela biomassa produzida, à medida que a produtividade de frutos aumenta, percebe-se diminuição acentuada dos teores de K nas folhas, uma vez que grandes quantidades migram das folhas para os frutos durante o período de crescimento desses.

Quadro 4. Teor de potássio nas folhas de macieira cultivar Fuji, em cinco safras, como variável da aplicação anual de cloreto de potássio ao solo

K_2O	Safra					
	92/93	93/94	94/95	97/98	98/99	Média
kg ha^{-1}	g kg^{-1}					
0	5,5	4,7	8,3	5,2	4,4	5,6
37	5,9	5,8	7,8	7,5	6,4	6,7
75	7,0	6,0	8,3	9,0	8,8	7,8
150	7,0	8,7	9,7	10,1	11,1	9,3
300	7,9	7,7	9,3	11,3	12,8	9,8
Média	8,1	6,6	8,7	8,6	8,7	8,1

Fonte: Ernani et al. (2002).

Análise de Frutos

A análise de frutos ainda é uma técnica pouco utilizada pelos fruticultores. Ela tem as mesmas potencialidades e limitações que a análise de folhas, em adição ao problema de representatividade das amostras. Normalmente, são utilizados poucos frutos por amostra, que nem sempre refletem a população do pomar. A época de coleta e o tamanho dos frutos também têm de ser padronizados. Além disso, existem algumas técnicas que têm de ser padronizadas entre os laboratórios, para que os resultados oriundos de diferentes regiões possam ser comparados, tais como: a lavagem dos frutos com água destilada antes da análise, para retirar os resíduos das pulverizações ou de poeira que se depositaram sobre a casca, a parte do fruto a ser amostrada e o método de mineralização (Quadro 4).

Diagnose Visual das Plantas

A avaliação da disponibilidade de K por meio da análise visual das plantas é uma técnica apenas qualitativa e pouco exata. Os sintomas visuais de deficiência nutricional podem aparecer nas plantas sempre que a absorção de um ou mais nutrientes é prejudicada

por qualquer fator, a exemplo de déficit hídrico, mesmo que o suprimento no solo seja adequado. Além disso, os sintomas de deficiência nutricional podem ser muitas vezes confundidos com ataque de pragas, incidência de doenças, competição com plantas invasoras, ou causados por déficit hídrico, ou por algum fator que dificulte ou impeça o crescimento normal das raízes. Quando a deficiência é pequena, o metabolismo da planta é prejudicado, mas os sintomas visuais não são exteriorizados e muitos denominam essa fase "fome escondida" ou "oculta". Quando os sintomas surgem, a deficiência é de moderada a severa, havendo, portanto, grande chance de já ter ocorrido comprometimento parcial do rendimento da cultura.

Os sintomas de deficiência de K variam entre espécies de plantas. De maneira geral, as plantas crescem menos, os internódios ficam menores e as folhas apresentam clorose nas bordas que evolui para necrose. Como o K é móvel no floema, os sintomas começam inicialmente nas folhas mais velhas e, dependendo da intensidade da deficiência, podem migrar para as mais novas. Nas frutíferas, há ainda retardamento no amadurecimento dos frutos, os quais ficam menores e com menor intensidade de cor.

RESPOSTA DAS PLANTAS À ADUBAÇÃO POTÁSSICA

O incremento na produtividade agrícola decorrente da adição de fertilizantes potássicos ao solo varia principalmente com a quantidade de K disponível no solo, com as espécies vegetais, com o teor de água e com o nível geral da fertilidade do solo.

O teor de K disponível no solo acima do qual não há incremento no rendimento pela adição de fertilizantes potássicos é definido como o nível crítico, o qual varia mais com o tipo de solo do que com as espécies vegetais. As tabelas de recomendação de adubação, elaboradas para cada estado ou região brasileira, usam classes de fertilidade para interpretar os valores de K disponível do solo. Normalmente, são usadas de quatro a cinco classes, correspondendo o limite superior da classe média normalmente ao nível crítico (Quadro 5).

Em vários trabalhos de pesquisa, tem sido determinado o nível crítico (N.Cr) de K para alguns solos e espécies vegetais específicas. Borkert et al. (1997) verificaram que, quando o teor de K disponível foi inferior a 60 mg kg^{-1}, houve restrição no rendimento de milho e girassol, ambos cultivados em três Latossolos do Estado do Paraná com alta fertilidade, porém deficientes em K. No Cerrado, o N.Cr para o milho foi de 47 mg kg^{-1} (Ritchey et al., 1979). Para a soja, cultivada em Latossolos, o N.Cr foi de 40 mg kg^{-1}, no Paraná (Borkert et al., 1993), e de 63 mg kg^{-1}, em Santa Catarina (Scherer, 1998b). No experimento catarinense, não houve incremento no rendimento dessa oleaginosa nos primeiros quatro anos de cultivo pela adição de K ao solo que, inicialmente, continha 120 mg kg^{-1}; quando o teor de K baixou de 50 para 30 mg kg^{-1}, o rendimento de soja diminuiu 50 %. Para a goiabeira, o N.Cr foi de 30 mg kg^{-1} em São Paulo (Natale et al., 1996); e, para mudas de eucalipto, foi de 73 a 85 mg kg^{-1} em argilosos e de 47 a 52 mg kg^{-1} em solos de textura média a arenosa de Minas Gerais (Prezotti et al., 1988).

Quadro 5. Classes de fertilidade para interpretação do potássio disponível do solo utilizado em alguns Estados ou regiões brasileiras

Classe	K disponível		
	mg dm^{-3}		
	Rio Grande do Sul e Santa Catarina		
	CTC[1] < 5,0	CTC 5,1 a 15	CTC > 15
Muito baixo	< 15	< 20	< 30
Baixo	16 - 30	21 - 40	31 - 60
Médio	31 - 45	41 - 60	61 - 90
Alto	46 - 90	61 - 120	91 - 180
Muito Alto	> 90	> 120	> 180
	Cerrado		
	CTC < 4,0	CTC > 4,0	
Baixo	< 15	< 25	
Médio	16 - 30	26 - 50	
Adequado	31 - 40	51 - 80	
Alto	> 40	> 80	
	São Paulo		
Muito baixo		0 a 30	
Baixo		31 a 60	
Médio		61 a 120	
Alto		121 a 240	
Muito Alto		> 240	
	Paraná		
Muito Baixo		< 40	
Baixo		40 a 80	
Médio		80 a 120	
Alto		> 120	
	Minas Gerais		
Muito baixo		< 15	
Baixo		16 - 40	
Médio		41 - 70	
Bom		71 - 120	
Muito Bom		> 120	

[1] Capacidade de troca de cátions, em $cmol_c$ kg^{-1}, determinada a pH 7,0.

MANEJO DA ADUBAÇÃO POTÁSSICA

A adubação potássica pode variar em relação à dose a ser aplicada, ao tipo de fertilizante, à época de aplicação e ao método de mistura dos fertilizantes com o solo.

Dose

A quantidade de K a ser aplicada depende fundamentalmente do teor de K no solo, da espécie vegetal a ser cultivada e da expectativa de rendimento a ser obtido. Os teores

de K são fornecidos pela análise de solo, cuja interpretação é feita, usando-se as tabelas de recomendação de adubação. Quanto menor for o teor de K no solo e maior a exigência da espécie, maior será a quantidade de K por aplicar. As doses são obtidas por meio de experimentos de calibração e são fornecidas nas tabelas de recomendação de adubação de cada Estado ou região brasileira ou nos pacotes tecnológicos que existem para algumas espécies vegetais (veja capítulo XIII). Em alguns estados brasileiros, recomenda-se uma adubação potássica corretiva, quando os teores de K no solo são muito baixos ou baixos, em adição à tradicional adubação de manutenção. A adubação de correção objetiva elevar o teor de K no solo até valores próximos do nível crítico, enquanto a adubação de manutenção procura repor as quantidades exportadas do solo pelo produto das colheitas (Quadro 6) e pelas perdas naturais.

Quadro 6. Faixas de suficiência de potássio no tecido foliar de algumas espécies vegetais, valores de K_2O em cada tonelada de grãos de diversas espécies vegetais e recomendação média de K_2O por tonelada de grãos colhida

Cultura	Análise foliar	Demanda de K	Recomendação de K
	g kg^{-1} K	kg t^{-1} K_2O	kg ha^{-1} t^{-1} K_2O
Amendoim	17-30	14	20
Arroz irrigado	15-40	3	10
Arroz sequeiro	13-30	3	10
Aveia branca	15-30	5	10
Aveia preta	15-30	5	10
Canola	nd	12	15
Centeio	19-23	5	10
Cevada	15-30	6	10
Ervilha	nd	12	20
Ervilhaca	nd	19	25
Feijão	20-25	15	20
Girassol	30-45	6	15
Linho	nd	9	15
Milho	17-35.	6	10
Milho pipoca	nd	6	10
Nabo forrageiro	nd	18	20
Painço	nd	4	10
Soja	17-25	20	25
Sorgo	14-25	4	10
Tremoço	nd	15	25
Trigo	15-30	6	10
Triticale	15-30	6	10

nd: valores não-disponíveis.
Fonte: Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CFSRS/SC, 2004).

Fertilizantes

Os resultados de pesquisa mostram que todos os fertilizantes potássicos minerais têm eficiência agronômica semelhante (Gama Rodrigues et al., 1995), visto serem todos solúveis. Deve ser escolhido, portanto, aquele que apresentar o menor preço por unidade de K_2O. As fórmulas de adubos utilizam sempre o KCl como fonte de K, à exceção daquelas vendidas exclusivamente para a cultura do fumo, que utilizam, com freqüência, K_2SO_4.

Época de Aplicação

A época de aplicação dos fertilizantes potássicos ao solo depende do teor de K disponível, da CTC do solo, da espécie vegetal e da quantidade a ser aplicada. Para culturas anuais, normalmente, todo o K necessário para o crescimento e desenvolvimento das plantas é adicionado por ocasião da semeadura, juntamente com os demais nutrientes. Em algumas situações, entretanto, a adubação potássica deve ser parcelada em duas vezes, e isso ocorre para solos arenosos, de baixa CTC, ou quando a dose a ser aplicada na semeadura é muito alta, independentemente da CTC. Solos com baixa CTC têm pequena capacidade de adsorver K. Sendo assim, recomenda-se aplicar parte do K na semeadura e o restante em cobertura, à semelhança do que é feito para os fertilizantes nitrogenados, com a finalidade de evitar perdas do nutriente por lixiviação. A adição de doses muito altas de K_2O por ocasião da semeadura, superiores à faixa de 80 a 100 kg ha^{-1}, pode prejudicar a germinação e, ou, o crescimento inicial da planta em razão do aumento excessivo na concentração salina próximo das sementes, fenômeno mais intenso em solos com CTC baixa do que em solos com CTC média ou alta. Para os solos do Cerrado, a dose máxima sugerida para ser adicionada por ocasião da semeadura sem riscos de prejuízo à germinação é de 60 kg ha^{-1} de K_2O (Vilela et al., 2004). Em culturas perenes, principalmente quando cultivadas em solos com baixa CTC, a fertilização potássica também pode ser parcelada em duas ou mais vezes.

Métodos de Aplicação

Os fertilizantes potássicos, à semelhança dos demais, podem ser adicionados ao solo em linha ou a lanço. Quando aplicados a lanço, eles podem ser deixados sobre a superfície, a exemplo da adubação de cobertura, ou incorporados à camada superficial do solo por ocasião das operações de preparo do solo. A aplicação em linha, por outro lado, normalmente é feita junto com a semeadura e nela os fertilizantes são localizados a uma profundidade que varia de 3 a 6 cm. Caso o solo seja mobilizado, posteriormente, em adubação em linha, o adubo remanescente será misturado com o solo e passará a ter o comportamento de uma adubação a lanço incorporada.

A incorporação dos fertilizantes com o solo é feita pelos procedimentos de aração e, ou, gradagem, por ocasião do preparo convencional do solo que antecede a semeadura das culturas. Nesse caso, os adubos são misturados numa profundidade que varia de 10 a 25 cm, onde se situa a maior parte do sistema radicular das plantas, ocorrendo um

contato do nutriente com maior volume de solo, relativamente à adição em linha. Quando o solo não é revolvido, como acontece no sistema semeadura direta, o K é aplicado sobre a superfície do solo (a lanço) ou a poucos centímetros de profundidade (em linha). Nesses casos, há maior concentração do nutriente nos locais fertilizados, porém num menor volume de solo em relação à adubação a lanço, e o K necessita movimentar-se verticalmente no perfil para entrar em contato com as raízes.

Como o K tem uma boa mobilidade no solo e se liga aos compostos sólidos predominantemente por adsorção eletrostática, o método de adição dos fertilizantes potássicos (incorporado ou localizado) normalmente não interfere na absorção, e isto foi observado no rendimento de soja (Scherer, 1989a) e de milho (Ritchey et al., 1979; Klepker & Anghinoni, 1996). No entanto, aplicações localizadas de K devem ser evitadas nos primeiros cultivos em solos que apresentam valores muito baixos de K disponível, uma vez que a ocorrência de déficits hídricos poderá comprometer seu deslocamento no perfil e, com isso, prejudicar o crescimento e desenvolvimento das plantas. Nessas circunstâncias, seria importante aprofundar ao máximo a aplicação dos fertilizantes por ocasião da semeadura, principalmente nos dois primeiros anos.

Sanzonowicz & Mielniczuk (1985) adicionaram 300 kg ha^{-1} de K nas formas de sulfato ou cloreto de K num Podzólico Vermelho-Amarelo arenoso e verificaram movimentação do nutriente até às profundidades de 25 e 40 cm, respectivamente. Observaram, ainda, que a movimentação de K foi maior, quando os fertilizantes foram aplicados no sulco de semeadura em relação à aplicação a lanço, dado o maior teor de K por unidade de solo na aplicação localizada, que assim entrou em contato com menor número de cargas negativas. Ernani et al. (2002), aplicando doses de até 300 mg kg^{-1} de K na forma de KCl sobre a superfície de um Cambissolo e de um Latossolo catarinenses, observaram que houve deslocamento de K nos dois solos para profundidades iguais ou superiores a 15 cm ao término de doze percolações de água, o qual foi proporcional à dose aplicada e indiferente ao método de aplicação.

Dinâmica do Potássio Aplicado ao Solo

Nos solos com predomínio de minerais de argila do tipo 1:1, pequena parte do K aplicado vai para a solução do solo e o restante migra para o complexo de troca sendo adsorvido às cargas elétricas negativas. Em alguns de nossos solos onde exista um teor considerável de minerais do tipo 2:1 e concomitantemente valores elevados de pH, pode haver fixação de K nas entrecamadas desses minerais, porém, como já foi mencionado, esse fenômeno é pouco expressivo nos solos brasileiros. A dinâmica do K adicionado pelos fertilizantes aos nossos solos é, portanto, bastante simples. A única perda de K a partir do solo acontece por lixiviação, posteriormente enfocada.

Adubação Foliar

A adubação foliar é uma técnica excelente para complementar a adubação de solo em determinadas situações específicas, principalmente para os micronutrientes, caso

seja constatada deficiência durante o crescimento e desenvolvimento da cultura (veja capítulo XI). Entretanto, ela não deve ser utilizada como forma principal de nutrir as plantas, principalmente com os macronutrientes, dada a limitação da elevada concentração das soluções a serem utilizadas. Em culturas anuais, como algodão (Carvalho et al., 2001), soja (Ben, 1983; CFSRS/SC, 2004; Embrapa, 2004), trigo (CBPT, 2003), milho, arroz, feijão, etc. (CFSRS/SC, 2004), a adubação foliar com K não tem promovido incremento na produtividade das culturas. Em algumas espécies frutíferas, entretanto, alguns produtores têm usado essa técnica para aumentar a coloração dos frutos, sem, entretanto, nenhum suporte científico.

OUTRAS REAÇÕES COM O POTÁSSIO

Interação do Potássio com outros Nutrientes

O K compete com vários cátions pelos sítios de absorção na membrana plasmática, principalmente com NH_4^+, Ca^{2+} e Mg^{2+}. A soma total dos cátions absorvidos por determinada espécie vegetal normalmente permanece relativamente pouco afetada pela variação na composição do meio na qual ela se desenvolve (Mengel & Kirkby, 1987). Sendo assim, a diminuição na disponibilidade de determinado cátion resulta no aumento na absorção dos demais. Alguns exemplos de efeitos antagônicos foram observados entre K e Ca e Mg em milho (Vilela & Bull, 1999), entre K e Mg em soja (Scherer, 1989b), e entre K e Na na cultura do linho (Moraghan & Hammond, 1996). Fonseca & Meurer (1997) constataram que o K limitou a absorção de Mg somente quando este nutriente se encontrava em baixas concentrações na solução nutritiva. Felizmente, as plantas têm capacidade de compensar a absorção dentro de ampla variação de concentrações, e os efeitos antagônicos só passam a influenciar negativamente o rendimento, quando os desajustes no solo são muito grandes.

Alguns trabalhos mostram que o aumento no suprimento de B aumentou a absorção e a translocação de K em tomate (Davis et al., 2003) e soja (Schon & Blevins, 1990).

Lixiviação

A lixiviação consiste no movimento vertical de íons no perfil do solo para profundidades abaixo daquelas exploradas pelas raízes. Ela preocupa tanto sob o ponto de vista econômico quanto ambiental, porque o K é o segundo nutriente mais absorvido pela maioria das espécies vegetais. A lixiviação de K depende de sua presença em concentrações significativas na solução do solo, razão por que aumenta com a adição de fertilizantes potássicos (Figura 4) e da quantidade de água que percola no perfil.

A lixiviação é um fenômeno importante em solos com baixa CTC, especialmente em áreas com alta precipitação pluvial. Nessas condições, os fertilizantes potássicos deverão ser aplicados em duas ou mais vezes durante o ciclo das culturas, à semelhança do que

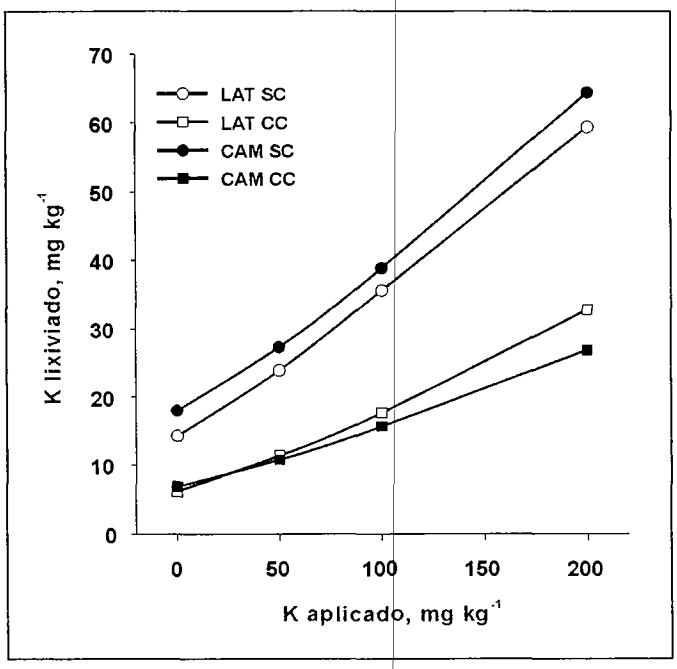


Figura 4. Potássio lixiviado de um Latossolo (LAT) e de um Cambissolo (CAM), na ausência (SC), e na presença de calagem (CC) como variável da adição de doses crescentes de potássio sobre a superfície.

Fonte: Ernani et al. (2003).

ocorre com o N. Em anos com precipitação pluvial bem distribuída e em solos com média a alta $CTC_{efetiva}$, a lixiviação de K normalmente não é grande problema.

A lixiviação de K aumenta com a adição de outros fertilizantes ao solo, como conseqüência do deslocamento do K das cargas negativas pelos cátions adicionados (Ernani & Barber, 1993; Mantovani et al., 2004; Ernani et al., 2004), e diminui com o aumento do pH (Chaves & Libardi, 1995; Ernani et al., 2003) pelo aumento das cargas negativas. Ernani et al. (2003) aplicaram 200 mg kg^{-1} K a dois solos catarinenses e verificaram que a aplicação de calcário diminuiu a concentração média de K, em oito percolações, de 59 para 33 mg L^{-1}, no Latossolo, e de 64 para 27 mg L^{-1}, no Cambissolo (Figura 4).

A aplicação de gesso agrícola também tem proporcionado lixiviação de K em alguns solos (Ritchey et al., 1980; Ernani et al., 1993). O fenômeno é o mesmo que ocorre com os demais fertilizantes, ou seja, o K é deslocado das cargas negativas, nesse caso pelo Ca. Entretanto, vários autores têm mostrado que o K é lixiviado em menor proporção que o Ca e o Mg (Ernani,1986; Farina & Channon, 1988; Ernani et al., 2006). Ernani (1986) atribui esse fenômeno à adsorção preferencial do K na camada de Stern, a mais próxima da superfície carregada negativamente. Em alguns solos com alta CTC, a adição de gesso agrícola não tem causado lixiviação de K (Farina et al., 2000), mesmo em doses de até 10 t ha^{-1} (Farina & Channon, 1988) ou até 32 t ha^{-1} (Ernani, 1986).

A adição de grandes doses de K também proporciona lixiviação de outros cátions no solo, pelo deslocamento dos demais cátions para a solução do solo (Figura 5).

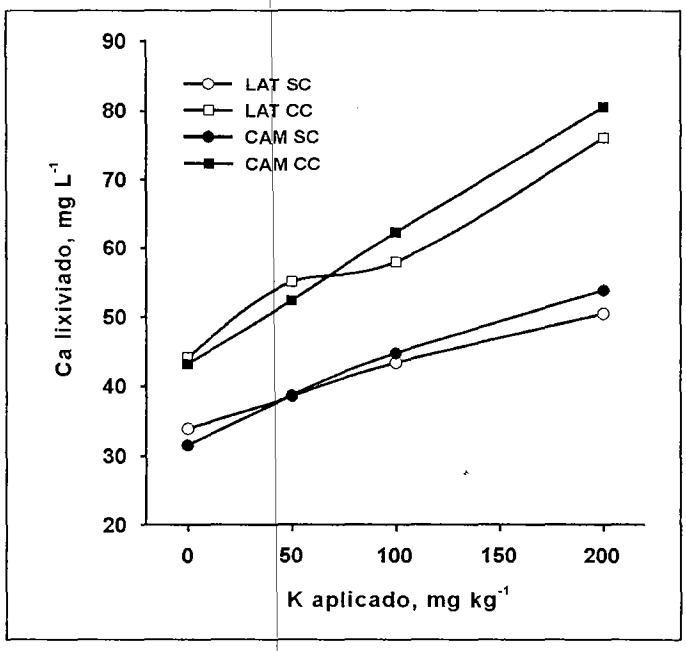


Figura 5. Cálcio lixiviado de um Latossolo (LAT) e de um Cambissolo (CAM), na ausência (SC), e na presença de calagem (CC), como variável da adição de doses crescentes de potássio sobre a superfície.

Fonte: Ernani et al. (2003).

FERTILIZANTES POTÁSSICOS

Os fertilizantes potássicos são originários da moagem de rochas ricas nesse nutriente e principalmente da extração de depósitos formados pela evaporação de antigos mares e lagos que, posteriormente, foram cobertos por rochas. Esses depósitos encontram-se até a 2 km de profundidade o que dificulta sua retirada. Os maiores depósitos encontram-se nos Estados Unidos, Canadá, Europa e Rússia. No Brasil, os depósitos de K localizam-se principalmente em Sergipe, na forma de kaliofilita e carnalita.

Todos os fertilizantes potássicos minerais do mercado são solúveis em água e, portanto, dissolvem na solução do solo imediatamente depois de aplicados. Eles diferem quanto à concentração, índice salino e presença de ânions acompanhantes.

Cloreto de Potássio

O cloreto de potássio (KCl) é o fertilizante potássico mais utilizado no mundo, simplesmente por ser o mais barato. Como todos os fertilizantes potássicos têm eficiência agronômica semelhante em termos de suprimento de K às plantas, a opção de compra deve recair sobre aquele de menor custo por unidade de K.

O KCl é obtido a partir de jazidas naturais e apresenta coloração que varia do vermelho ao branco, a qual não influencia a qualidade do produto. Como o Brasil dispõe de pequenas jazidas potássicas, praticamente todo consumo desse nutriente provém do exterior. O KCl tem 60 % de K_2O (50 % de K) e, aproximadamente, 47 % de Cl.

É um fertilizante com elevado índice salino, que pode prejudicar a germinação ou o crescimento inicial das plantas, se aplicado muito próximo das sementes, principalmente em solos com baixa CTC. Por isso, quando as doses de K_2O aplicadas são altas, acima de 80 a 100 kg ha^{-1} em solos argilosos ou acima de 50 kg ha^{-1} em solos arenosos, recomenda-se aplicar somente uma parte do adubo junto à semeadura. O restante deverá ser aplicado a lanço, antes da semeadura ou em cobertura.

Havendo umidade no solo, o KCl dissolve nas primeiras horas após a aplicação. Parte do K vai para a solução do solo, porém a maior parte vai para as cargas negativas do solo, de onde o K desloca outros cátions para a solução. O Cl vai todo para a solução do solo e, ao combinar-se com o K, ou com os outros cátions na solução, pode deslocar-se verticalmente no perfil. Dependendo da CTC e da quantidade de chuva, parte desses íons pode ser perdida por lixiviação.

O KCl não é recomendado para uso nas culturas do fumo e da batatinha por interferir, negativamente, na combustão do cigarro e na produção de amido, respectivamente.

Sulfato de Potássio

O sulfato de potássio (K_2SO_4) é o segundo fertilizante potássico mais utilizado, principalmente pelo seu uso nas culturas de fumo e batatinha. Esse fertilizante tem 50 % de K_2O (41,6 % de K) e 17 % de S, tem também alta solubilidade, porém apresenta índice salino menor que o do KCl (Quadro 7). Ele pode ser produzido pela combinação do KCl com o ácido sulfúrico ou com a quieserita ($MgSO_4.H_2O$).

À semelhança do KCl, o K_2SO_4 dissolve-se no solo logo após ser aplicado. Parte do K vai para a solução do solo, porém a maior parte vai para as cargas negativas do solo, de onde o K desloca outros cátions para a solução. O sulfato na solução do solo, ao se combinar com o K, ou com os outros cátions da solução ou deslocados das cargas pelo K, pode se movimentar verticalmente no perfil.

Quadro 7. Algumas características físicas e químicas dos principais adubos potássicos.

Fertilizante	K_2O	Equiv.$CaCO_3$[1]	Índice salino[2]	Solubilidade[3]
	%	kg kg^{-1}		g L^{-1}
Cloreto de potássio	60	0	116	340
Sulfato de potássio	50	0	46	111
Nitrato de potássio	44	-0,26	74	320
Sulfato de potássio e Magnésio	22	0	43	variável

[1] Quilogramas de $CaCO_3$ puro, necessários para neutralizar o efeito ácido ocasionado pela adição de 1,0 kg de fertilizante ao solo; os fertilizantes precedidos com valores negativos têm caráter alcalino, e o valor da tabela equivale, em kg, ao efeito ocasionado pela adição de 1,0 kg do adubo relativamente ao $CaCO_3$ puro. [2] Tendência para aumentar a pressão osmótica da solução do solo provocada pelo fertilizante relativamente ao $NaNO_3$, ao qual é atribuído o valor 100. [3] Valores para temperatura da água próxima de 20 graus centígrados. A solubilidade aumenta com o aumento da temperatura.

Nitrato de Potássio

O nitrato de potássio (KNO_3) é um fertilizante misto que possui 13 % de N e 44 % de K_2O em sua composição. É obtido pela combinação do KCl com ácido nítrico ou com o nitrato de sódio, conforme as reações abaixo:

$$HNO_3 + KCl \rightarrow KNO_3 + HCl \quad (19)$$

$$NaNO_3 + KCl \rightarrow KNO_3 + NaCl \quad (20)$$

Apesar de conter dois nutrientes, esse fertilizante é bem mais caro que a compra individual de N e K a partir de outras fontes e, por isso, sua aplicação ao solo raramente se justifica, mesmo em atividades agrícolas com altó retorno do capital investido. É um fertilizante que apresenta baixa higroscopicidade e, assim como os demais, não altera o pH do solo ao longo dos anos.

O KNO_3 tem sido usado em algumas culturas em pulverizações foliares, principalmente em razão de seu baixo índice salino relativamente ao cloreto e ao K_2SO_4. Pesquisas recentes mostram, entretanto, que ele é pouco eficiente para esse objetivo por causa de seu alto ponto de deliqüescência[3]. Em condições de umidades relativas moderadas, inferiores a 80 %, comuns durante os meses de primavera e verão no Brasil, o KNO_3 é muito pouco absorvido pelas folhas e, portanto, pouco eficiente.

Sulfato Duplo de Potássio e Magnésio

O sulfato duplo de K e Mg ($K_2SO_4.2MgSO_4$) é um fertilizante com baixa concentração de K (22 % de K_2O) que também contém 11 % de Mg e 22 % de S. Pode ser obtido da mistura de KCl com a quieserita ($MgSO_4.H_2O$), ou da purificação da langbeinita por meio da retirada da silvinita e da halita.

Fertilizantes Orgânicos

Quase todos os fertilizantes orgânicos mostram alguma presença de K. A concentração de K nesses materiais é pequena, normalmente entre 2 e 4 %, e muito variável, principalmente dependente do estádio de decomposição dos resíduos e da forma como foram armazenados. Diferentemente do que se pensava, todo o K nos adubos orgânicos de origem animal já se encontra mineralizado e, por isso, tem o mesmo comportamento do K oriundo dos fertilizantes minerais.

A cama de aves é o adubo orgânico de origem animal mais utilizado no Brasil, graças à abundância, preço e facilidade de manipulação. É um produto resultante da mistura de resíduos vegetais (serragem, casca de arroz, etc.) com excreções dos animais

---

[3] Formação de uma película de solução sobre os cristais de um sal que está numa atmosfera onde a pressão de vapor de água é maior que a pressão de vapor da solução aquosa saturada com o sal, na mesma temperatura.

(fezes e urina) e restos de ração. O material vegetal é utilizado para absorver as excreções e, com isso, manter o ambiente seco e mais higiênico.

A cama de aves apresenta baixa concentração de nutrientes em relação aos fertilizantes minerais, porém, além de N, P e K, contém teores consideráveis de Ca, Mg e de alguns micronutrientes, além da própria matéria orgânica. As concentrações de N, P_2O_5 e K_2O variam de 1 a 4 %, quando se considera o material seco, dependendo do número de lotes de animais que foram produzidos sobre a cama e da quantidade do material absorvente utilizado. O teor de água normalmente varia de 20 a 30 % por ocasião da retirada da cama dos galpões, e a densidade de 0,4 a 0,6 kg dm^{-3}.

A capacidade da cama de aves de liberar K para o solo independe da taxa de mineralização. Mesmo sendo um adubo orgânico, todo o K tem o mesmo comportamento no solo dos nutrientes oriundos dos fertilizantes minerais e, por isso, se torna disponível às plantas imediatamente após o produto ser adicionado ao solo.

Fontes Alternativas de Potássio

Alguns produtores agrícolas ligados à agricultura orgânica tentam não aplicar fontes fertilizantes solúveis. Nesse caso, as opções se restringem ao uso de rochas que contenham K e cinzas.

As rochas utilizadas contêm o K principalmente na forma de micas, felspatos e feldspatóides, e devem ser moídas antes de serem aplicadas ao solo. A liberação do K desses materiais é lenta pois eles são pouco solúveis e depende, principalmente, da granulometria do material, do tipo de mineral presente e da acidez do solo. Trabalhos precisam ser conduzidos para avaliar a capacidade desses materiais em fornecer K para as plantas.

As cinzas também são utilizadas como fonte alternativa de K pelos produtores dedicados à agricultura orgânica. Elas são provenientes da queima de madeiras, ou de materiais celulósicos em geral, e fornecem K completamente solúvel, cujo comportamento no solo é semelhante ao dos fertilizantes minerais.

CONSIDERAÇÕES ADICIONAIS SOBRE A ADUBAÇÃO POTÁSSICA NA REGIÃO DOS CERRADOS

O manejo da adubação potássica na região dos Cerrados é de grande relevância por ser essa a região de maior expressão e de maior potencial de expansão na agricultura do País.

O K, embora absorvido em maior quantidade pelas plantas, juntamente com o N, não recebeu a mesma importância no manejo da adubação nos Cerrados, comparado ao

N, P e mesmo ao Zn. Esse fato, aliado aos seus baixos teores disponíveis originais na maioria dos solos de Cerrado [85 % dos solos são deficientes em K, com valores médios do disponível de 31 mg dm^{-3}, segundo Lopes (1984)], causaram balanços negativos no solo, dada sua gradual exaustão, como conseqüência de seu menor aporte via fertilizantes em relação ao exportado pelas culturas. Assim, nos dias atuais, o K assume, de modo geral, papel da maior relevância na agricultura dos Cerrados.

Vilela et al. (2004) definem teores acima de 31 mg dm^{-3} como adequados para solos de Cerrado com CTC a pH 7,0 menor que 4 $cmol_c$ dm^{-3} e acima de 51 mg dm^{-3} para solos com CTC acima desse valor, para a maioria das culturas anuais. No entanto, é comum verificar falta de resposta à adubação potássica em solos com média a baixa disponibilidade desse nutriente, principalmente no primeiro ano de cultivo. Além disso, é comum verificar absorção de K pelas plantas maiores que a quantidade disponível na forma trocável no solo mais a adicionada via fertilizantes. Explicações para esse fato estão relacionadas com o aproveitamento do K não-trocável pelas plantas (Rosolem et al., 1993; Pal et al., 1999; Rahmatullah, 2000; Melo et al., 2004). O K é liberado das intercamadas dos filossilicatos, tornando-se disponível às plantas. Esse fenômeno acontece em baixas concentrações de K da solução, o que ocorre na região rizosférica, dada a criação de um gradiente de concentração que causa a liberação do K para a fase solúvel e depois trocável. Nessa região da interface raiz-solo, há maior concentração de ácidos orgânicos que também influenciam a liberação de formas não-trocáveis de K do solo (Melo et al., 2005). Outra possibilidade é a troca, na interface solo-raiz, dos íons H^+ liberados pela raiz (extrusão de prótons com a absorção de cátions) com o K^+ das intercamadas dos filossilicatos, em solos mais ácidos, e por Ca^{2+} em equilíbrio na solução de solos mais alcalinos (Rahmatullah, 2000). Há evidências de grande liberação de formas não-trocáveis de K da fração areia fina, de minerais de argila, como a caulinita, atribuída à ocorrência de camadas residuais de mica preservadas no interior da estrutura do mineral, mesmo em solos com maior grau de intemperismo (Melo et al., 2001, 2004).

Em solos de Cerrado, mais intemperizados, é menos relevante considerar o poder tampão de K (PTK), pois os minerais de solo predominantes (argilas 1:1 e oxihidróxidos de Fe e Al) conferem muito baixo poder tampão ao solo, quando comparados ao poder tampão de P nessas condições. Por outro lado, a $CTC_{efetiva}$ pode ser, comparativamente, mais útil, pois a maior aquisição do K pelas plantas está relacionada, em boa parte, com seus valores e com os teores de matéria orgânica que podem adsorver esse cátion, diminuindo sua perda por lixiviação.

Em relação à planta, torna-se fundamental a previsão do potencial de produtividade da cultura, bem como dos conteúdos de K nas diversas partes das plantas. Trabalho de Santos (2006), com dados de 137 talhões de lavouras comerciais de soja dos Estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, evidenciou a necessidade de teores foliares de K mais elevados na planta para maiores produtividades, sendo encontrados teores foliares maiores em solos mais argilosos (Figura 6a e 6b). Isso leva a se concluir que o manejo desse nutriente em solos mais arenosos não está adequado, havendo necessidade de melhoria, dada a limitação de produtividade causada por esse nutriente nessas condições.

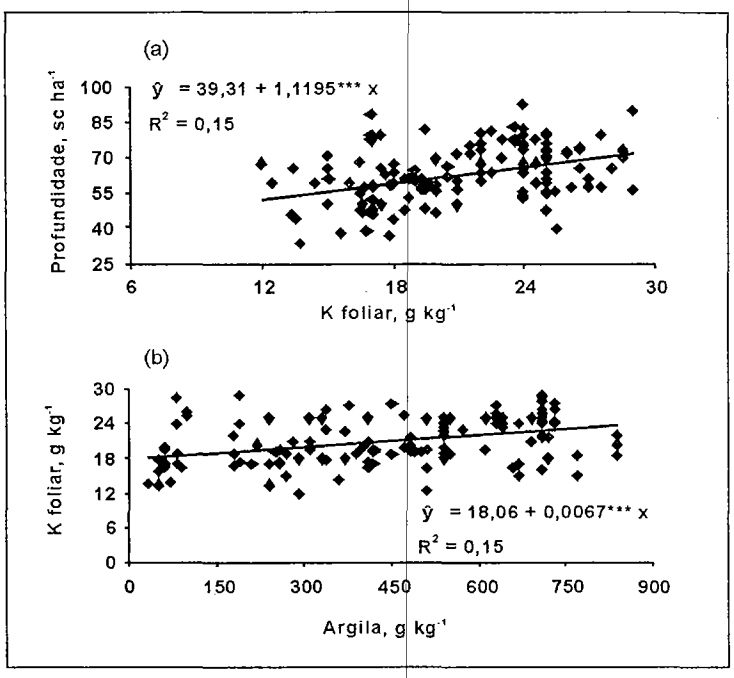


Figura 6. Produtividade de soja em resposta ao teor foliar de K (a) e teor foliar de K em resposta ao teor de argila dos solos (b).
Fonte: Santos (2006).

Plantas de cobertura desempenham papel fundamental no aumento da produtividade nos solos de Cerrado, de modo particular nos mais arenosos, pelo maior aporte de resíduos, que podem se converter em MO do solo e aumentar sua CTC, favorecendo a adsorção do K. Além disso, a mineralização desses resíduos possibilita fornecimento mais contínuo de K (e em forma parcelada) à soja, o que favorece sua absorção pela planta e levando, ao mesmo tempo, a menores perdas por lixiviação. As plantas de cobertura podem ainda promover a reciclagem biogeoquímica e recuperar o K de camadas mais profundas. Outra prática sugerida é a potassagem, pois as maiores doses necessárias à demanda da planta em solos arenosos, de modo particular, podem causar problemas por efeito salino na germinação, e o parcelamento em mais de uma aplicação em cobertura aumenta custos e danos mecânicos às plantas.

Em alguns programas de adubação, altas doses de K são empregadas e o KCl é a fonte predominantemente utilizada (em cerca de 96 %) (ANDA, 2001). A definição da dose de K_2O utilizada na semeadura requer cuidados, pois o K em excesso pode afetar significativamente a germinação e até a arquitetura da raiz, em decorrência de possíveis efeitos salinos do KCl. Em regiões áridas ou sujeitas a déficits hídricos, esse efeito é mais provável, pois há maior concentração de sais na solução do solo que danificam as sementes e, ou, raízes (Chueiri et al., 2004).

Segundo a Fundação MT (2005), recomenda-se que a dose de K_2O a ser aplicada na linha de semeadura da soja não ultrapasse 50 kg ha^{-1} em solos de textura arenosa. Além disso, o efeito residual de K é bem menor, pela baixa $CTC_{efetiva}$ desses solos, dada a lixiviação de K, o que implica a necessidade de adubações anuais de K em doses maiores que nos solos argilosos.

Fancelli (2002) também recomenda que a dose máxima de K_2O na semeadura da cultura do milho seja de 50 kg ha^{-1}, aplicados, preferencialmente, distante 8 cm das sementes. As quantidades excedentes devem ser aplicadas em pré-semeadura da cultura ou em cobertura, dependendo, também, da textura do solo. De acordo com Marschner (1997), a alta salinidade de alguns fertilizantes, principalmente o KCl, compromete o crescimento e distribuição das raízes, assim como a absorção de água e nutrientes, porque diminui o potencial osmótico próximo à rizosfera, dificultando o transporte dos íons até às raízes.

Lobo Júnior[4] assegura que a proximidade do adubo e semente causa clorose nos bordos das folhas primárias das plantas, em especial do feijoeiro, provocada pela queima de raízes, resultante do seu contato com o KCl das formulações NPK. Esta fitotoxidez geralmente não é mais observada nas folhas trifoliolâdas; contudo, o maior dano causado pelo KCl ocorre nas raízes que são queimadas, o que faz com que o tecido morto sirva como porta de entrada para patógenos de solo como *Fusarium solani* e *Rhizoctonia solani*. Os danos provocados por esses patógenos, junto aos danos da queima, somam perdas em torno de 20 % na produtividade. Mesmo em áreas com alta densidade de inóculo de *F. solani* e *R. solani*, este problema tem sido minimizado com a utilização de fosfato monoamônico (MAP) no sulco de semeadura e distribuição do K a lanço, antes ou depois da semeadura, garantindo maiores produtividades.

Ao pesquisarem o efeito salino da mistura NPK, Kluthcouski & Stone (2003) concluíram que, com a alteração na profundidade usual de adubação, aumentando-a, é possível aumentar o rendimento do feijoeiro comum. Broch & Fernandes (1999) realizaram experimento em campo com a cultura do milho safrinha, estudando o comportamento da adubação potássica no sulco de semeadura, aplicando 200 kg ha^{-1} da formulação 19–10–19 (38 kg ha^{-1} de K_2O no sulco de semeadura). Os resultados demonstraram redução de 36,5 % na população de plantas, causada pelo efeito salino, em relação à área não adubada.

Salton et al. (2002), trabalhando em bandejas com areia lavada, avaliaram diretamente as doses de K aplicadas na linha de semeadura na cultura da soja, usando a mistura 0–20–20 nas doses de 0, 150, 300, 450, 600 e 750 kg ha^{-1}, o que fornecia, respectivamente, 0, 30, 60, 90, 120 e 150 kg ha^{-1} de K_2O. Observaram que, desde a dose de 150 kg ha^{-1}da mistura, houve redução de 30 % no número de plantas, redução na altura de plantas e no comprimento das raízes e, ainda, decréscimo na produtividade.

Diante disso, questiona-se se o benefício do parcelamento da adubação potássica seria pela menor perda de K por lixiviação e maior aproveitamento pela planta ou pelo menor dano causado pelo efeito salino. A possibilidade da aplicação da dose total de K antes da semeadura, em área total, poderia reduzir custos e injúrias nas plantas provocadas pela entrada de máquinas na área.

---

[4] Informação pessoal, pesquisador da Embrapa Arroz e Feijão.

Segundo Malavolta (1981), a adubação potássica no momento do plantio, incorporada ou na superfície, é mais eficiente que em cobertura. O uso do K a lanço ("potassagem") é tão eficiente quanto sua aplicação na linha de semeadura, mas cuidados devem ser tomados para que haja uniformidade na aplicação. O uso do K a lanço possibilita maior flexibilidade na escolha e utilização de fórmulas na semeadura, principalmente quanto ao manejo do S e, ou, P na linha de semeadura (Zancanaro et al., 2002).

Resultados preliminares com algodão no oeste da Bahia em solos arenosos apontam melhores resultados obtidos com aplicação total de K a lanço, em pré-plantio ou até 15 dias após. Em Goiás, com solos argilosos (570 g kg^{-1} de argila), verificaram-se também melhores desempenhos da aplicação total em pré-plantio ou parcelamento no sulco de plantio e em duas coberturas (Ferreira & Carvalho, 2005). Foloni et al. (2006), em trabalho com algodão em dois solos do município de Campo Verde-MT, um argiloso e outro arenoso, não encontraram diferenças significativas na produtividade de algodão com aplicações de 150 kg ha^{-1} de K_2O em diferentes formas: aplicação de 100 % da dose do K antes do plantio, em área total; aplicação de 1/3 da dose do K no plantio e 2/3 em cobertura em duas vezes; aplicação de 100 % da dose de K em cobertura em uma vez; aplicação de 2/3 da dose antes do plantio e 1/3 no plantio; aplicação de 1/2 da dose antes do plantio e 1/2 em cobertura. Além disso, não foram verificadas diferenças no teor de K nas folhas do algodoeiro, bem como nos teores disponíveis nos dois solos. Certamente, resultados como esses são muito dependentes e, portanto variáveis, com o regime hídrico ocorrido no ano.

Trabalho de Oliveira et al. (1992), em experimento de três anos com doses e métodos de aplicação de K em Neossolos Quartzarênicos (130 g kg^{-1} de argila) do Cerrado do oeste baiano, evidenciou melhor resposta da soja em produtividade com aplicações de 60 kg ha^{-1} de K_2O a lanço, no primeiro ano de cultivo (cerca de 50 sc ha^{-1} de soja). No segundo e terceiro cultivo, a melhor resposta foi para o efeito residual de 180 kg ha^{-1} de K_2O aplicados a lanço no primeiro cultivo (produtividade acima de 40 sc ha^{-1}). Foi verificado também que as máximas produtividades de soja foram obtidas com teores foliares de K iguais ou superiores a 13,0 g kg^{-1}. Teor foliar por volta de 15,0 g kg^{-1} foi obtido apenas com aplicação de 180 kg ha^{-1} de K_2O, a lanço, em comparação com as demais doses aplicadas da mesma forma (0, 60 e 120 kg ha^{-1}). Isso pode indicar que doses dessa ordem podem ser necessárias nesses solos bem arenosos para se obter teor adequado de K nas plantas. Os melhores resultados em produtividade da soja com aplicação de K a lanço concordam com os de Rosolem et al. (1984), que atribuíram o pior resultado da aplicação no sulco de semeadura ao possível dano causado pela salinidade às sementes, fato este favorecido pelas menores precipitações pluviais ocorridas nos dois primeiros anos do experimento.

Além dos benefícios da potassagem na redução do efeito salino em solos mais arenosos, pode-se pensar em menor perda por lixiviação pela menor concentração em área total se comparada à elevada concentração no sulco de semeadura.

Sousa et al. (1979), em cultivo de milho em Latossolo Vermelho álico argiloso (600 g kg^{-1} de argila), não verificaram perdas de K por lixiviação nas doses de 0, 75 e 150 kg ha^{-1} de K_2O. Na dose de 300 kg ha^{-1}, a perda foi pequena e acima de 300 kg ha^{-1}, houve uma perda por lixiviação de, aproximadamente, 25 % do K aplicado.

Em solos mais arenosos, a perda do K por lixiviação é favorecida em condições de elevada precipitação pluvial e com aplicações de doses mais elevadas, acima de 120 kg ha^{-1} (Oliveira et al., 1992). Dessa forma, o subsolo torna-se importante reserva do nutriente, sendo recomendadas plantas com enraizamento mais profundo, desejáveis para se utilizar esta reserva ou mesmo para a ciclagem deste nutriente (Unamba-Oparah, 1985).

Para avaliar as doses recomendadas de K_2O em relação às informações das análises de solo, Santos (2006) verificou redução das doses de K_2O aplicadas com aumento do teor de K disponível no solo, embora com grande amplitude nas recomendações para valores de K disponível menores que 100 mg dm^{-3} e doses mais constantes nos valores acima desta faixa (Figura 7). Esses valores de doses mais constantes de K_2O, cerca de 40 kg ha^{-1} seriam relativos à manutenção ou sustentabilidade da produção. Todavia, são valores abaixo dos 63 kg ha^{-1} de K_2O, equivalentes ao exportado pelos grãos de soja para uma produtividade média de 50 sc ha^{-1} (Santos, 2002), comprometendo a sustentabilidade. Esses resultados vêm confirmar a evidência de subestimação das doses de K recomendadas por várias tabelas de recomendação do País em relação à demanda de K pela cultura da soja (Santos, 2002).

No manejo da adubação potássica, deve-se considerar o sistema como um todo, e não somente a cultura de maior interesse comercial. A adubação, embora envolva uma série de relacionamentos complexos, deve ser entendida como um balanço nutricional, ou seja, as doses recomendáveis serão obtidas pela diferença do que o solo mais restos culturais podem disponibilizar menos o que a planta irá demandar para seu crescimento e desenvolvimento satisfatórios. Portanto, torna-se necessário o conhecimento do local (variáveis climáticas, relevo, altitude), a dinâmica de nutrientes no solo (transporte, potencial de reservas, taxa de recuperação pelos extratores do nutriente aplicado via fertilizantes), o conhecimento de planta (potencial de produtividade, arquitetura do sistema radicular, taxa de recuperação pela planta do nutriente aplicado via fertilizantes,

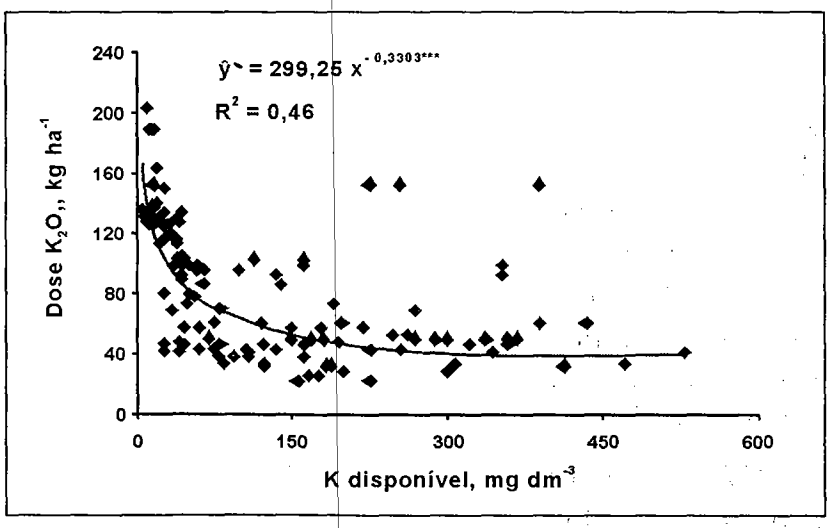


Figura 7. Doses de K_2O aplicadas de acordo com os teores de K disponíveis nos solos em 137 talhões de lavouras comerciais de soja dos Estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul.
Fonte: Santos (2006).

X – ENXOFRE

Víctor Hugo Alvarez V.[1/], Renato Roscoe[2/], Carlos Hissao Kurihara[2/] & Nilza de Fátima Pereira[1/]

[1/] Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa – UFV. CEP 36570-000 Viçosa (MG). Bolsista CNPq.
vhav@ufv.br; nilfp@bol.com.br

[2/] Embrapa Agropecuária Oeste. CEP 79804-970 Dourados (MS).
roscoe@cpao.embrapa.br; chkurihara@uol.com.br

Conteúdo

INTRODUÇÃO 596
FORMAS DE ENXOFRE NO SISTEMA SOLO-PLANTA 597
Ciclo Biogeoquímico do Enxofre 597
Enxofre no Solo 600
FATORES INTENSIDADE, QUANTIDADE E CAPACIDADE TAMPÃO 605
ADSORÇÃO DE ENXOFRE NO SOLO 606
FORMAS LÁBEIS E NÃO-LÁBEIS 611
Transformação de Enxofre Lábil em Não-Lábil 613
Reversibilidade de Enxofre Não-Lábil 614
ENXOFRE NAS CULTURAS 618
Absorção 618
Translocação e Redistribuição 618
Interações 619
Exigências e Respostas das Culturas 621
ADUBAÇÃO COM ENXOFRE 624
Disponibilidade de Enxofre 624
Critérios de Recomendação 625
Análise de Solos 625
Diagnose Visual e Foliar 628
Fontes Minerais de Enxofre 632
Enxofre Elementar 632
Gesso Agrícola 632
Sulfato de Amônio 633
Superfosfato Simples 633
Sulfato de Potássio 633
Outras Fontes 633
Recomendação de Adubação com Enxofre 634
LITERATURA CITADA 635

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

INTRODUÇÃO

O S é um dos elementos essenciais para o crescimento e desenvolvimento de plantas e animais. Inadequadamente, é chamado de macronutriente secundário e é agrupado com Ca e Mg em lugar de estar agrupado com N e P, com os quais forma parte dos aminoácidos.

Grandes áreas do planeta apresentam solos com deficiência de S, especialmente os mais intemperizados, como os Latossolos (Oxisols) e Argissolos (Ultisols). Entretanto, sua deficiência no cultivo das plantas somente manifestou-se, quando se procurou obter elevadas produtividades com o uso de corretivos e fertilizantes. O uso de resíduos orgânicos e de fertilizantes fontes de NPK ricos em S mascarou esta deficiência até que se passou a utilizar fertilizantes NPK concentrados.

As pesquisas sobre o S no solo têm evidenciado a importância do conhecimento das diversas formas do S, para avaliar sua disponibilidade para as plantas. O S ocorre no solo em formas orgânicas e inorgânicas. A participação dessas duas formas varia de acordo com as condições do solo, tais como: pH, drenagem, composição mineralógica, teor de matéria orgânica, quantidade e qualidade de resíduos orgânicos incorporados e profundidade no perfil do solo.

Normalmente, a quase totalidade do S dos ecossistemas naturais ou sob cultivos encontra-se na forma orgânica, constituindo uma importante reserva deste nutriente, especialmente nos solos mais intemperizados. Em condições aeróbias, o sulfato (SO_4^{2-}) é a forma predominante de S-inorgânico na maioria dos solos. Além desta, algumas formas reduzidas podem ser encontradas em solos sob condições anaeróbias.

O íon SO_4^{2-} é a forma na solução do solo absorvida pelas plantas. A disponibilidade de S, entretanto, depende dos processos de adsorção/dessorção, mineralização/imobilização, efeitos influenciados pelas raízes das plantas, lixiviação, etc.

O manejo da disponibilidade de S em solos agrícolas é complexo pelos diferentes equilíbrios e processos que o envolvem no solo e na atmosfera. A queima de combustíveis fósseis em indústrias e em veículos libera óxidos de S que podem depositar-se perto e até grandes distâncias das áreas de emissão.

Em razão desses processos, o SO_4^{2-} poderá encontrar-se no solo em diferentes graus de disponibilidade para as plantas, e o equilíbrio das suas formas disponíveis é resultante da dinâmica destas formas no solo. A disponibilidade de S em termos físico-químicos pode ser explicada pela inter-relação entre os fatores: intensidade, quantidade (reserva lábil) e capacidade tampão. Em adição a essas formas de S, existe a reserva não-lábil, que são formas de S fortemente retidas em frações orgânicas e inorgânicas do solo e que não se encontram, em curto prazo, em equilíbrio com o S da solução.

Doses relativamente baixas de S são suficientes para manter bom equilíbrio nutricional com N e P no crescimento das culturas. Também o uso do gesso como condicionador químico do ambiente radicular em subsuperfície passa a dar nova e maior importância ao conhecimento sobre S. Não diretamente na nutrição das plantas, mas pela ação do íon SO_4^{2-}, provocando movimentação de cátions para camadas inferiores,

onde o enriquecimento em Ca e o decréscimo da atividade de Al levam ao aumento de crescimento radicular, com exploração de maior volume de solo, com maior absorção de nutrientes e água.

FORMAS DE ENXOFRE NO SISTEMA SOLO-PLANTA

Ciclo Biogeoquímico do Enxofre

O ciclo biogeoquímico do S assemelha-se ao do N, principalmente por ter diversos processos regulados pela atividade biológica. O balanço entre os reservatórios vem sofrendo alterações desde os primórdios da formação da Terra, com a introdução gradativa de novos processos, os quais foram surgindo com a evolução do planeta e da vida no planeta.

Inicialmente, por ocasião da formação da crosta terrestre, o S concentrou-se em rochas ígneas, principalmente como pirita (FeS_2) de origem magmática. Posteriormente, em razão da atividade vulcânica, grandes quantidades foram liberadas para a atmosfera primitiva, na forma de gases, sobretudo SO_2 e H_2S. Com o resfriamento da Terra, assim que a temperatura da atmosfera baixou dos 100 °C, massivas quantidades de vapor de água condensaram-se formando os oceanos, há cerca de 3,8 bilhões de anos. O S^{2-} presente na atmosfera oxidou-se e dissolveu-se rapidamente na água dos mares, formando ácido sulfúrico (Eq. 1). Em pouco tempo, praticamente todo o S na atmosfera dissolveu-se nos oceanos (Schlesinger, 1997).

$$SO_2 + \frac{1}{2} O_2 + H_2O \leftrightarrow H_2SO_4 \qquad (1)$$

O SO_4^{2-} dissolvido na água dos oceanos passou a reagir com cátions disponíveis em grandes quantidades, principalmente o Ca e Mg, formando depósitos de gesso e evaporitos. Atualmente, esses sais representam o segundo maior reservatório de S na superfície terrestre (Quadro 1).

Quadro 1. Reservatórios de enxofre, próximos à superfície terrestre

Reservatório	Quantidade de enxofre
	Gt[1]
Atmosfera	0,0028
Oceanos (água)	1.280.000,0
Rochas sedimentares	
Pirita	4.970.000,0
Evaporitos	2.470.000,0
Biomassa terrestre	8,5
Matéria orgânica do solo	15,5
Total	8.720.000,0

[1] Gt = 10^{12} kg.
Fonte: Schlesinger (1997).

Com o surgimento da vida, há cerca de 2,4 bilhões de anos, ainda em um ambiente anaeróbio e ácido, as grandes quantidades de SO_4^{2-} nos oceanos passaram a ser metabolizadas por organismos semelhantes às archoebactérias atuais, em reações de redução do S (Eq. 2). O ácido sulfídrico liberado reagia, então, com o Fe^{2+}, encontrado em abundância no oceano primitivo, produzindo pirita (Eq. 3). A pirita passou a ser depositada no fundo dos oceanos, gerando grandes depósitos sedimentares deste mineral (Quadro 1).

$$2\,CH_2O + 2\,H^+ + SO_4^{2-} \leftrightarrow H_2S + 2\,CO_2 + 2\,H_2O \qquad (2)$$

$$2\,H_2S + Fe^{2+} \leftrightarrow FeS_2 + 4\,H^+ \qquad (3)$$

Acredita-se que a primeira rota metabólica fotossintética tenha sido desenvolvida a partir da reação com formas reduzidas de S (Eq. 4), realizada por organismos fotolitotróficos[1], visto que a energia livre de reação é menos positiva do que na reação com H_2O nos organismos fotoaquatróficos[2] (Schlesinger, 1997).

$$CO_2 + 2\,H_2S + \text{Energia luminosa} \rightarrow CH_2O + 2\,S^{2-} + H_2O \qquad (4)$$

Com a evolução de organismos fotoaquatróficos, a hidrólise da água possibilitou a liberação de O_2, inicialmente nos oceanos e, posteriormente, difundindo-se para a atmosfera. Neste ponto, mudaram as características oxirredutoras nos oceanos e na atmosfera. Como conseqüência, o ácido sulfídrico passou a ser prontamente oxidado a SO_4^{2-} na atmosfera, uma vez que apresenta baixa estabilidade na presença de O_2 (Holtzclaw et al., 1991). Sulfetos presentes na crosta, principalmente a pirita, expostos em ambientes terrestres, passaram a ser oxidados e carreados para os oceanos como SO_4^{2-} e Fe^{2+}, dissolvidos na água. A presença de O_2 possibilitou a evolução de organismos quimiolitotróficos[3], como bactérias do gênero *Thiobacillus* spp., as quais promovem a oxidação de S^{2-} ou S^0 para a obtenção de energia no processo de assimilação de CO_2 (Eq. 5).

$$2\,S^0 + 2\,H_2O + 3\,O_2 \rightarrow 2\,SO_4^{2-} + 4\,H^+ \qquad (5)$$

O balanço entre as deposições de S^{2-} e SO_4^{2-} no fundo dos oceanos passou a ser governado pelas características de oxirredução do ambiente, e, ao longo de períodos geológicos, houve, muito provavelmente, importantes modificações na distribuição entre estes depósitos (Schlesinger, 1997).

A distribuição atual do S nos mais importantes reservatórios da superfície terrestre caracteriza-se pela concentração do elemento em rochas sedimentares e na água do mar

---

[1] Organismos que utilizam um composto inorgânico como fonte de elétrons, o CO_2 como fonte de C e a luz como fonte de energia. Ex.: bactérias púrpuras metabolizantes do S (Moreira & Siqueira, 2002).

[2] Organismos que utilizam a água como fonte de elétrons, o CO_2 como fonte de C e a luz como fonte de energia. Ex.: plantas superiores, algas verdes e cianobactérias (Moreira & Siqueira, 2002).

[3] Organismos que utilizam um composto inorgânico como fonte de elétrons, o CO_2 como fonte de C e um composto inorgânico como fonte de energia. Ex.: bactérias nitrificadoras (Moreira & Siqueira, 2002).

(Quadro 1). O maior reservatório é representado pelos depósitos sedimentares de sulfeto de ferro, a pirita ou "ouro de tolo". Juntamente com o Fe, outras formas importantes de S^{2-} puderam ser precipitadas junto aos depósitos de pirita, como as de Cu, Pb e Zn, os quais constituem as maiores jazidas conhecidas destes elementos, jazidas que são de grande importância econômica (Kaplan & Bartley, 2000). Em segundo lugar, vêm os depósitos de SO_4^{2-}, principalmente o gesso ($CaSO_4.2H_2O$). Outro reservatório importante é representado pelos oceanos, os quais regulam o fluxo de sedimentação. A atmosfera e a biosfera (incluindo os solos) concentram quantidades irrisórias de S, quando considerado o seu ciclo biogeoquímico.

O fluxo das diferentes formas de S é representado por fontes e drenos naturais e antropogênicos (Figura 1). As emissões de S para a atmosfera somam cerca de 272 Mt[4] ano^{-1} de S, sendo 107 Mt ano^{-1}, nos ambientes terrestres, e 165 Mt ano^{-1}, nos oceanos. Fechando o balanço, 90 Mt ano^{-1} de S são depositados nos ambientes terrestres pelas chuvas ou por deposição de partículas, sendo o restante (182 Mt ano^{-1}) depositado nos oceanos.

As maiores fontes de S para a atmosfera são os sais presentes nos aerossóis marinhos (53 % do total), os quais têm uma meia vida[5] na atmosfera bastante curta, retornando quase que completamente aos oceanos via deposição, reabsorção pelos organismos ou arraste pelas chuvas. Outra fonte marinha importante são os gases biogênicos, sobretudo o dimetil-sulfeto (DMS –$(CH_3)_2S$–), que também apresenta uma meia vida reduzida na atmosfera (cerca de 1 d).

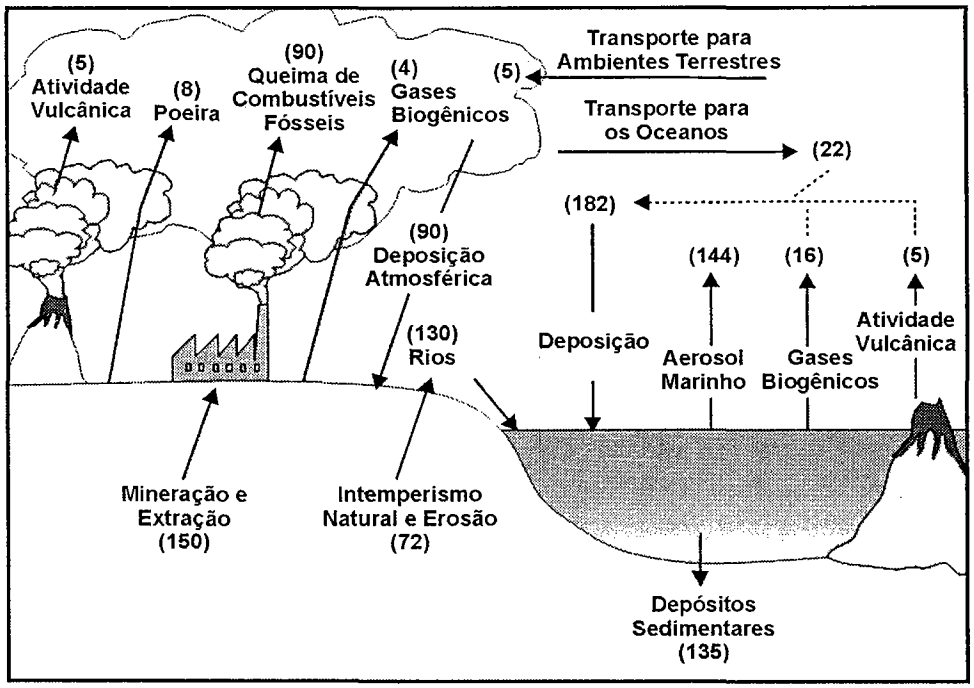


Figura 1. Ciclo global, anual do enxofre.
Fonte: Adaptado de Schlesinger (1997).

---

[4] Mt = 10^9 kg.
[5] Tempo necessário para serem reduzidos à metade.

As erupções vulcânicas contribuem com cerca de 3,5 % das emissões atuais, distribuídas igualmente entre os ambientes terrestres e oceanos. Eventualmente, grandes erupções provocam elevações momentâneas destas contribuições, mas que voltam rapidamente ao equilíbrio anterior.

Nos ambientes terrestres, a emissão de gases vindos da atividade biológica são dominados por organismos redutores de S em ambientes alagados, os quais liberam H_2S. Outra fonte importante são as partículas sólidas em suspensão (poeira), movimentadas pelos ventos. Grandes quantidades de S são colocadas em suspensão pelos ventos em regiões áridas e semi-áridas, principalmente na forma de gesso. Os maiores fluxos de S para a atmosfera, no entanto, é conseqüência da atividade humana (33 %). O S é um constituinte importante dos combustíveis fósseis (carvão mineral, petróleo e gás natural), além de ser liberado em grandes quantidades durante a extração de Cu.

A deposição atmosférica de S não é homogênea. Em decorrência de seu baixo tempo de residência na atmosfera, as deposições de S tendem a ser mais elevadas em áreas costeiras, em regiões localizadas na direção de ventos dominantes vindos de desertos e próximas a regiões industriais. A atividade industrial coloca grandes quantidades de SO_2 no ar, produzindo ácido sulfúrico e elevando bastante a acidez das chuvas. Em diversas regiões densamente povoadas e com elevada atividade industrial, sérios problemas têm sido observados com as chamadas chuvas ácidas. Em conseqüência, restrições importantes às emissões de S foram adotadas em vários países desenvolvidos, buscando solucionar o problema.

Enxofre no Solo

Embora e quantidade de S nos solos e na biomassa seja insignificante diante dos grandes reservatórios terrestres (Quadro 1), a vida no planeta e a produção de alimentos dependem da ciclagem deste nutriente no sistema solo-planta. As interações e fluxos de S neste sistema são complexos (Figura 2), assim como suas interações com os demais reservatórios.

As principais fontes de S para o solo são os minerais primários, sobretudo o sulfeto de Fe e o gesso, a deposição atmosférica seca (poeira) ou úmida (chuvas), os resíduos vegetais e animais, e os pesticidas e fertilizantes (Figura 2).

A contribuição do intemperismo de minerais primários para o S no solo vai depender do material de origem e das condições de oxirredução. Em geral, estas contribuições são lentas e dificilmente afetam a disponibilidade de S para as plantas.

A contribuição dos resíduos de vegetais e animais depende do tipo de vegetação e do manejo aplicado. Geralmente, o teor de S é próximo ao de P no tecido de plantas, variando de 2 a 5 g kg^{-1} de matéria seca (Stevenson, 1986). Cerca de 90 % deste total encontra-se na forma de aminoácidos (cistina, cisteína e metionina), estando o S presente em outros compostos importantes para o metabolismo, como ferredoxina, coenzima A, vitamina B e biotina (Stevenson, 1986).

A deposição atmosférica pode variar bastante com a distância de áreas industriais, oceanos e regiões áridas ou semi-áridas. Embora exista muita incerteza na quantificação

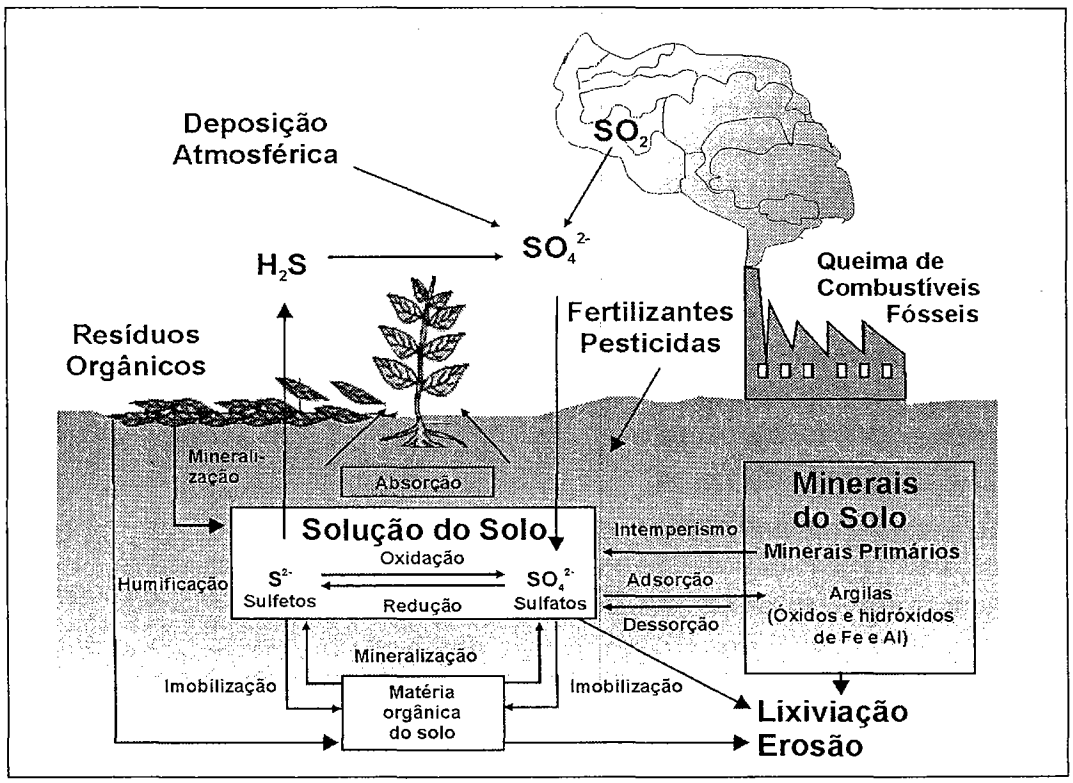


Figura 2. Formas e fluxos de enxofre no sistema solo-planta-atmosfera.
Fonte: Adaptado de Stevenson (1986); Bissani & Tedesco (1988); Schoenau & Germida (1992); Moreira & Siqueira (2002).

dos fluxos, os ventos vindos dos desertos podem conter grandes quantidades de partículas de solo ricas em gesso. O S na água de chuva tem sido objeto de estudo de grande interesse nas últimas décadas, dada sua capacidade de gerar as chamadas chuvas ácidas, com grandes prejuízos ambientais. As proximidades de regiões industriais ou densamente povoadas são áreas críticas. Tisdale et al. (1985) ressaltam que o pH normal da chuva varia entre 5,7 e 7,0, enquanto, em regiões sob influência antrópica, tais valores são geralmente inferiores a 5,7, podendo alcançar 4,0.

No solo, o S distribui-se em diversos reservatórios, em formas orgânicas e inorgânicas (Figura 2). O fluxo entre esses reservatórios é controlado por reações de oxidação e redução, mediadas quase que completamente pela microbiota (Stevenson, 1986; Moreira & Siqueira, 2002). As diferentes reações e processos dependem de determinados grupos de microrganismos e condições ambientais específicas (Quadro 2).

As formas orgânicas de S predominam em solos minerais bem drenados e sem restrições hídricas. Nesses solos, a fração orgânica representa geralmente mais de 90 % do S total (Tisdale et al., 1985; Bissani & Tedesco, 1988; Schoenau & Germida, 1992). As principais transformações do S nestes ambientes são: imobilização, mineralização e oxidação, as quais resultam em perdas ou ganhos de S pelo sistema solo-planta, por processos de lixiviação, volatilização e absorção (Schoenau & Germida, 1992).

As formas orgânicas de S podem ser divididas em duas frações mais importantes, com base em sua susceptibilidade à redução: (1) S reduzido por HI, e (2) S ligado ao C

Quadro 2. Principais reações de oxidação e redução do enxofre no solo, condições necessárias e principais microrganismos envolvidos

Processo	Reações	Condições	Grupos de microrganismos
Redução assimilatória[1] ou imobilização	$SO_4^{2-} \rightarrow$ Aminoácidos e outros compostos	Nenhuma específica, ocorre em solos e sedimentos, na presença de SO_4^{2-}	Maioria dos microorganismos
Redução dissimilatória[2] ou respiratória	$SO_4^{2-} \rightarrow HS^-$	Anaerobiose e disponibilidade de substrato orgânico. Não requer luz	Heterotróficos, que reduzem compostos de S, utilizando-os como receptores de elétrons. Ex. *Disulfovibrio, Disulfotomaculum*
Oxidação dissimilatória ou mineralização	Org - S $\rightarrow HS^-$ Org - S $\rightarrow$ S - volátil Ester-$SO_4 \rightarrow SO_4^{2-}$	Diversas condições na presença de S-org	Grande diversidade de microrganismos
Oxidação dissimilatória aeróbia	$H_2S \rightarrow SO_4^{2-}$ $H_2S \rightarrow S^0$ $S^0 \rightarrow SO_4^{2-}$	Interface entre ambientes ricos em H_2S e ambientes com O_2 (necessita de aerobiose)	Quimiolitotróficos, que utilizam a oxidação do S, como fonte de energia na assimilação do CO_2 (Eq. 5). Ex. *Thiobacillus, Thiomicropira, Achromatium, Beggiatoa*
Oxidação dissimilativa anaeróbia	$H_2S \rightarrow S^0$ $S^0 \rightarrow SO_4^{2-}$	Anaerobiose, presença de luz e H_2S	Fotolitotróficos, que utilizam a oxidação do S como doador de elétrons na assimilação do CO_2 (Eq. 4). Ex. *Chlorobium, Chromatium, Ectothiorhodospira, Thiopedia, Rhodopseudomonas*

[1] Um processo é considerado *assimilatório*, quando os organismos utilizam a substância para incorporação em biomoléculas (Kaplan & Bartley, 2000). [2] Um processo é considerado *dissimilatório*, quando os organismos utilizam a substância como fonte de energia ou elétrons em reações diversas (Kaplan & Bartley, 2000).

Fonte: Adaptado de Stevenson (1986); Bissani & Tedesco (1988); Moreira & Siqueira (2002).

(S-C) (Stevenson, 1986; Schoenau & Germida, 1992). A primeira fração, obtida por meio da redução do S-orgânico a H_2S pelo HI, é composta por SO_4^{2-}-orgânico, em que o S não se encontra diretamente ligado ao C. Esta ligação é feita por meio de outros elementos: O (C-O-SO_3), N (C-N-SO_3), ou o próprio S (C-S-SO_3) (Schoenau & Germida, 1992). O SO_4^{2-}-orgânico compõe as formas mais abundantes de S-orgânico nos solos, perfazendo de 30 a 75 % do S-orgânico total (Schoenau & Germida, 1992; Moreira & Siqueira, 2002). A maior parte do S-O encontra-se na forma de ésteres sulfatados, assim como thioglicosídeos e sulfamatos (Schoenau & Germida, 1992). Geralmente, o SO_4^{2-}-orgânico está associado à matéria orgânica de baixo peso molecular, sendo considerada a forma mais lábil de S-orgânico (Schoenau & Germida, 1992). McLaren et al. (1985) encontraram que as formas mais lábeis de S-orgânico no solo são aquelas da forma C-O-S. A mineralização do S-orgânico é principalmente devida a estas formas que são as mais disponíveis para as plantas (Ghani et al., 1991; Zhou et al., 2005).

Os compostos com ligação S-C representam cerca de 50 % do S-orgânico total do solo. Estes compostos podem ser divididos em duas frações: (1) compostos com ligação

S-C, susceptíveis à redução pela liga de Raney-Ni[6], e (2) S inerte ou residual (S em compostos não identificados) (Stevenson, 1986; Bissani & Tedesco, 1988; Schoenau & Germida, 1992). A primeira fração é dominada, sobretudo, por aminoácidos, podendo chegar a 30 % do S-orgânico total (Stevenson, 1986; Moreira & Siqueira, 2002). Estes compostos apresentam baixa estabilidade no solo, sendo decompostos (Schoenau & Germida, 1992). A fração inerte compreende formas complexas de S, não-identificáveis e, provavelmente, ligadas às substâncias húmicas (Stevenson, 1986; Schoenau & Germida, 1992).

Embora ainda pouco estudado, o S contido na biomassa microbiana representa uma importante porção do S-orgânico do solo. Em termos quantitativos, representa somente cerca de 2–3 % do S total (Schoenau & Germida, 1992), mas, em termos funcionais, tem grande relevância. O fluxo de S na biomassa da microbiota é geralmente rápido, podendo ser uma importante fonte de S para as plantas (Moreira & Siqueira, 2002). Como mencionado anteriormente, a maioria das transformações do S no solo é mediada pela atividade da microbiota. A maioria destes processos é exemplificada em um modelo conceitual (Figura 3).

Formas orgânicas de S são mineralizadas e formas inorgânicas podem ser imobilizadas. Os diversos fatores que afetam a atividade biológica do solo interferem nos processos de mineralização/imobilização. Temperatura, umidade, disponibilidade e qualidade de resíduos, acidez, status nutricional e estrutura da comunidade microbiana são os principais fatores. A relação C:S da matéria orgânica ou de resíduos em decomposição é um dos fatores mais estudados, guardando estreita relação com o balanço mineralização/imobilização do S no solo. A relação C:S da matéria orgânica do solo está geralmente em torno de 100:1, enquanto, nos resíduos vegetais, pode variar de 150 a 450:1 (Moreira & Siqueira, 2002). De forma geral, pode considerar-se que resíduos com relação C:S entre 200:1 e 400:1 não alteram os teores de SO_4^{2-} no solo, enquanto valores superiores a 400:1 levam à imobilização temporária de SO_4^{2-} pela microbiota decompositora e valores inferiores a 200:1 promovem a liberação líquida de SO_4^{2-} (Moreira & Siqueira, 2002).

Conforme McGill & Cole (1981), o balanço entre síntese microbiana e a mineralização do S-orgânico na forma de éster de sulfato e o tamanho do compartimento da forma C-O-S são extremamente afetados pela atividade da arilsulfatase. A arilsulfatase é uma enzima que participa do ciclo do S no solo, ao hidrolisar ligações do tipo éster de sulfato libera SO_4^{2-} para a solução (Tabatabai & Bremner, 1970). Sua atividade no solo decresce não só com a profundidade e com o teor de matéria orgânica do solo, mas também com a alta concentração de SO_4^{2-} na solução do solo (Maynard et al., 1985; Prietzel, 2001). Entretanto, Speir (1984) não observou correlação entre o teor de C-orgânico e a atividade da arilsulfatase e concluiu que cada solo tem característica típica de atividade enzimática, que pode ser influenciada por alguns fatores, tais como: grau de evolução da matéria orgânica ou tipo de vegetação que lhe deu origem.

---

[6] Catalisa a desulfurização destes compostos. Obtém-se por tratamento de uma liga de Al e Ni em pó com NaOH.

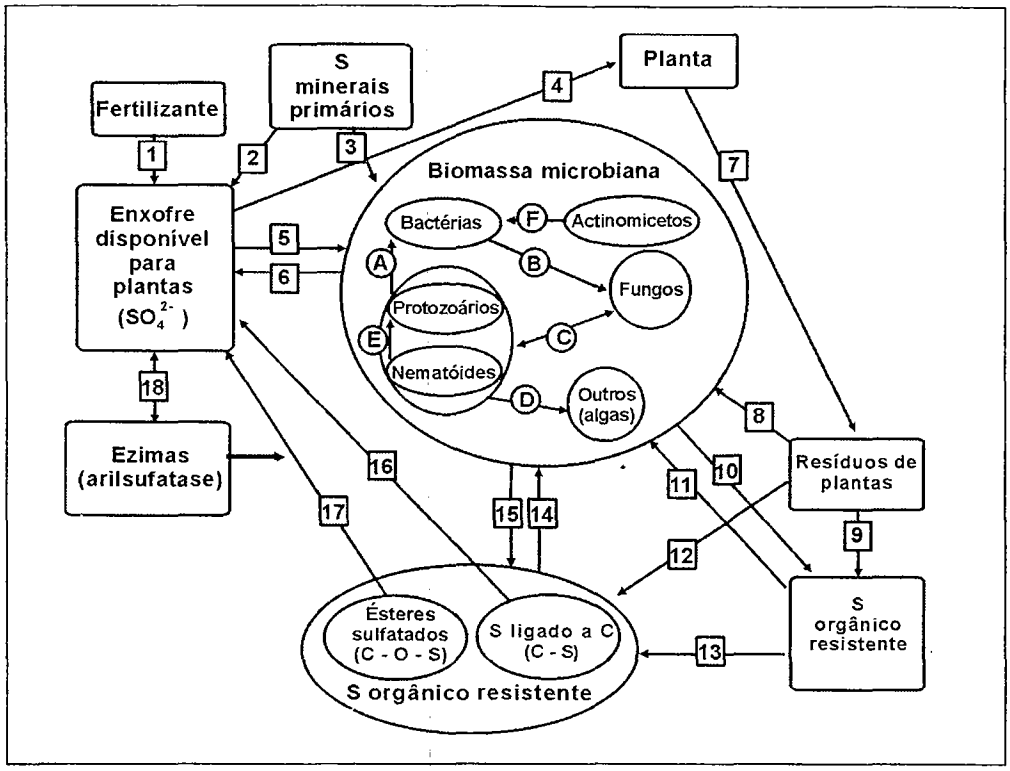


Figura 3. Modelo conceitual para os vários componentes e processos microbianos do ciclo do enxofre: 1. Dissolução de fertilizantes ou oxidação de S elementar de fertilizantes. 2. Oxidação de formas reduzidas de S em minerais e liberação de SO_4^{2-}. 3. Assimilação de S dos minerais pela microbiota. 4. Absorção de S pelas plantas. 5. Assimilação e imobilização de SO_4^{2-} pela microbiota. 6. Mineralização. 7. Resíduos de raízes e parte aérea. 8. Decomposição microbiana de resíduos de plantas. 9. Humificação e, ou, estabilização de resíduos vegetais resistentes. 10. Humificação e, ou, estabilização de resíduos resistentes produzidos pela microbiota. 11. Utilização pela microbiota de S de compostos orgânicos resistentes. 12. Liberação de formas lábeis de S durante a decomposição de resíduos de plantas. 13. Decomposição microbiana e ciclagem de matéria orgânica ligados a outros fatores ambientais, tais como: ciclos de umedecimento e secagem. 14. Assimilação microbiana de S a partir de compostos orgânicos lábeis. 15. Liberação de formas lábeis de S microbiano, decorrente da ação de predadores. 16. Mineralização. 17. Mineralização bioquímica ou enzimática. 18. Controle da atividade de fosfatases pela saturação de produtos finais. **Biomassa Microbiana**: (A) Protozoários e nematóides que consomem bactérias; (B) Bactérias que consomem micélios fúngicos danificados ou de produtos liberados a partir da morte de hifas; (C) Protozoários e nematóides que consomem fungos; (D) Protozoários que consomem algas; (E) Nematóides que consomem protozoários; e (F) Actinomicetos que consomem bactérias.

Fonte: Adaptado de Schoenau & Germida (1992).

As formas inorgânicas de S encontram-se em diversos estados de oxidação no solo, sendo as principais o SO_4^{2-} em solução; SO_4^{2-} adsorvido à fração sólida e formas reduzidas como o dióxido de enxofre (SO_2), sulfito (SO_3^{2-}), tiosulfato ($S_2O_3^{2-}$), enxofre elementar (S^0) e sulfeto (S^{2-}) (Bissani & Tedesco, 1988). Em solos bem drenados, praticamente todo o S-inorgânico encontra-se na forma de SO_4^{2-}, na solução do solo ou adsorvido às partículas de argila ou em complexos organominerais (Figura 2). Esta é a forma absorvida pelas plantas. O SO_4^{2-} em solução tem boa mobilidade no solo, podendo ser perdido por

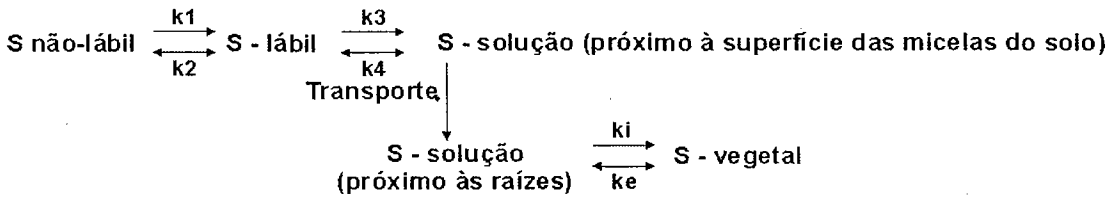
lixiviação. Esta característica do SO_4^{2-} tem representado uma boa alternativa de manejo em solos com problemas de deficiência de Ca e, ou, de quantidades tóxicas de Al em subsuperfície, onde se tem utilizado gesso agrícola. A adsorção de SO_4^{2-} pode ocorrer, à semelhança do fosfato, eletrostaticamente ou por ligação covalente, com diferentes graus de disponibilidade para as plantas.

Sob condições de anaerobiose, o SO_4^{2-} é reduzido a S^{2-} (Quadro 2), sendo esta a forma predominante em solos sob condições de alagamento ou em sítios anaeróbios de solos bem drenados. A maior parte do S^{2-} encontra-se na forma de H_2S, um gás altamente volátil com odor extremamente desagradável, lembrando o cheiro de ovos em processo de decomposição. O gás é tão letal quanto o cianureto (Holtzclaw et al., 1991). Quando em altas concentrações, ao ser inalado, paralisa rapidamente os receptores olfativos. Em poucos segundos, não se percebe mais o característico odor desagradável, podendo levar à morte em poucos minutos. O H_2S tem, ainda, efeito fitotóxico (Moreira & Siqueira, 2002). Na presença de Fe, o H_2S reage, sendo o S^{2-} precipitado como FeS_2 (Eq. 3). De forma inversa, em ambientes oxidantes, o S^{2-} é convertido novamente em SO_4^{2-} (Quadro 2).

FATORES INTENSIDADE, QUANTIDADE E CAPACIDADE TAMPÃO

A planta absorve o S preferencialmente na forma de SO_4^{2-} (Mengel & Kirby, 1987). Os fatores que controlam a concentração deste íon na solução do solo são: regime hídrico (pela oxidação das formas reduzidas de S), atividade microbiana (mineralização ou imobilização), deposição atmosférica (absorção direta de SO_2 pelas plantas e, ou, oxidação $SO_2 \rightarrow SO_4^{2-}$), absorção pelas plantas e adição de fertilizantes (Ghani et al., 1990).

No solo, o SO_4^{2-} encontra-se em diferentes graus de disponibilidade, e a dinâmica das formas de S pode ser entendida pelo esquema para P de Gunary & Sutton (1963), adaptado por Accioly (1985) para o S:



De acordo com o esquema, no solo, o S encontra-se em várias formas: na solução do solo, na forma lábil, ou seja, adsorvido por compostos orgânicos ou minerais do solo e em equilíbrio com a solução do solo durante o ciclo vital das culturas, e na forma não-lábil. Esta forma encontra-se fortemente retida pela fração inorgânica e, ou, orgânica do solo, e não está em equilíbrio com o S da solução do solo a não ser a médio ou longo prazo.

O SO_4^{2-} na solução do solo (S-solução) é denominado fator Intensidade (I). O ressuprimento de I, à medida que o SO_4^{2-} é absorvido pela planta, é feito pelo fator Quantidade (Q), quantitativamente bem maior que I; Q estima a reserva lábil de SO_4^{2-}. Existe, portanto, um equilíbrio entre I e Q, de forma que qualquer alteração (retirada ou adição) em um deles implica alteração no outro. Essa inter-relação desses dois fatores caracteriza o fator capacidade tampão de sulfato (CTS), que mede a resistência do solo a alterações na concentração do S-solução. Sendo estimada pela relação entre as variações dos fatores quantidade e intensidade ($\Delta Q/\Delta I$). A CTS é uma propriedade do solo e se correlaciona estreitamente com o teor de argila, equivalente de umidade, S remanescente, P remanescente e com a capacidade máxima de adsorção de S do solo (CMAS) (Accioly, 1985; Ribeiro et al., 1991).

ADSORÇÃO DE ENXOFRE NO SOLO

O SO_4^{2-} no solo encontra-se predominantemente adsorvido por partículas minerais e orgânicas. A adsorção pode ocorrer de duas formas: por interação de cargas ou **adsorção eletrostática**, quando o SO_4^{2-} interage com as cargas positivas provenientes da protonação de grupos -OH; e por compartilhamento de elétrons, ou **adsorção específica**, quando o SO_4^{2-} forma ligações covalentes com a superfície das argilas. O SO_4^{2-} adsorvido eletrostaticamente pode ser considerado prontamente disponível para as plantas, enquanto o adsorvido de forma específica é menos disponível ou até mesmo indisponível (Mitchell et al., 1992) a curto prazo.

A adsorção de SO_4^{2-} é influenciada por uma gama de fatores que irão determinar a densidade de grupamentos -OH disponíveis para ionização e as condições favoráveis (pH) ou não para a sua protonação. O primeiro fator é o teor e a qualidade das argilas do solo (Mitchell et al., 1992). Solos mais argilosos e dominados por argilas de baixa atividade são os que apresentam as maiores capacidades de adsorção de SO_4^{2-}. Argilas silicatadas do tipo 1:1 (grupo das caulinitas) e, sobretudo, os óxidos e hidróxidos de Fe e Al apresentam grande densidade de grupamentos -OH ionizáveis. O grau de ionização, por sua vez, vai depender do pH do solo, favorecendo os ambientes ácidos a protonação destes grupamentos (Figura 4). Solos ricos em óxidos e hidróxidos de Fe e Al, como a maioria dos solos tropicais, apresentam grande capacidade de adsorção de SO_4^{2-}.

Além da disponibilidade dos sítios de adsorção, outros fatores importantes na determinação do grau de adsorção do SO_4^{2-} são a competição com outros ânions e o tipo de cátion acompanhante (Bissani & Tedesco, 1988). O grau de afinidade dos diferentes ânions pelas partículas do solo segue a ordem: citrato > fluoreto > fosfato ≈ molibdato > sulfato ≈ acetato > borato > nitrato ≈ cloreto. Portanto, o ânion que mais compete com o SO_4^{2-} pelos sítios de adsorção é o $H_2PO_4^-$, sendo possível o estímulo à lixiviação de SO_4^{2-} para camadas subsuperficiais, quando doses pesadas de $H_2PO_4^-$ são utilizadas nas adubações. O $H_2PO_4^-$ é retido com maior energia do que o SO_4^{2-}, o que faz com que o $H_2PO_4^-$ seja adsorvido em maior quantidade e com menor reversibilidade quando estes nutrientes são adicionados conjuntamente ao solo (Chao, 1964). Deste modo, entende-se que, não havendo P suficiente para ocupar os sítios de adsorção, grande parte do S é rapidamente adsorvida no solo (Mattos, 1988).

O cátion acompanhante também interfere na adsorção de SO_4^{2-}, uma vez que a sua movimentação no solo é dependente do acompanhamento destes cátions. O grau de adsorção é maior para cátions com maior valência ou de menor raio hidratado, quando da mesma valência (Chao et al., 1963).

Compostos orgânicos, como ácidos orgânicos de baixo peso molecular ou mesmo substâncias humicas, podem bloquear os sítios de adsorção de SO_4^{2-} (Mitchell et al., 1992). A matéria orgânica do solo apresenta ponto de carga zero em valores de pH bem abaixo dos relativos às argilas 1:1 e aos óxidos e hidróxidos de Fe e Al. Por isso, apresenta carga residual negativa mesmo em valores de pH favoráveis à protonação dos grupamentos -OH das argilas, por reagirem com os mesmos, anulando as cargas positivas. Mesmo em solos ricos em óxidos e hidróxidos de Fe e Al, esta interferência da matéria orgânica fica clara, havendo menor fixação[7] de SO_4^{2-} nos horizontes superficiais, mais ricos em C-orgânico (Mitchell et al., 1992). Pelo que, em dois Latossolos e um Nitossolo de São Paulo, a adsorção de P e de S foi superior em amostras subsuperficiais (Casagrande et al., 2003).

A disponibilidade de S para as plantas está relacionada com vários mecanismos do solo, dentre os quais se destacam: os processos de adsorção/dessorção, precipitação/solubilização, imobilização/mineralização pela biomassa microbiana e lixiviação. Diante dos comentários feitos anteriormente, é necessário destacar os processos de adsorção e de mineralização, como também relacionar o papel da matéria orgânica nesses processos.

No caso da adsorção de S, existe um forte componente eletrostático na ligação entre o SO_4^{2-} e a superfície, com pouca adsorção ocorrendo na ausência de cargas positivas (Costa, 1980). Já para o P, o processo de adsorção pode ser explicado por meio do mecanismo de troca de ligantes (forte ligação covalente), tendo esta ligação forte

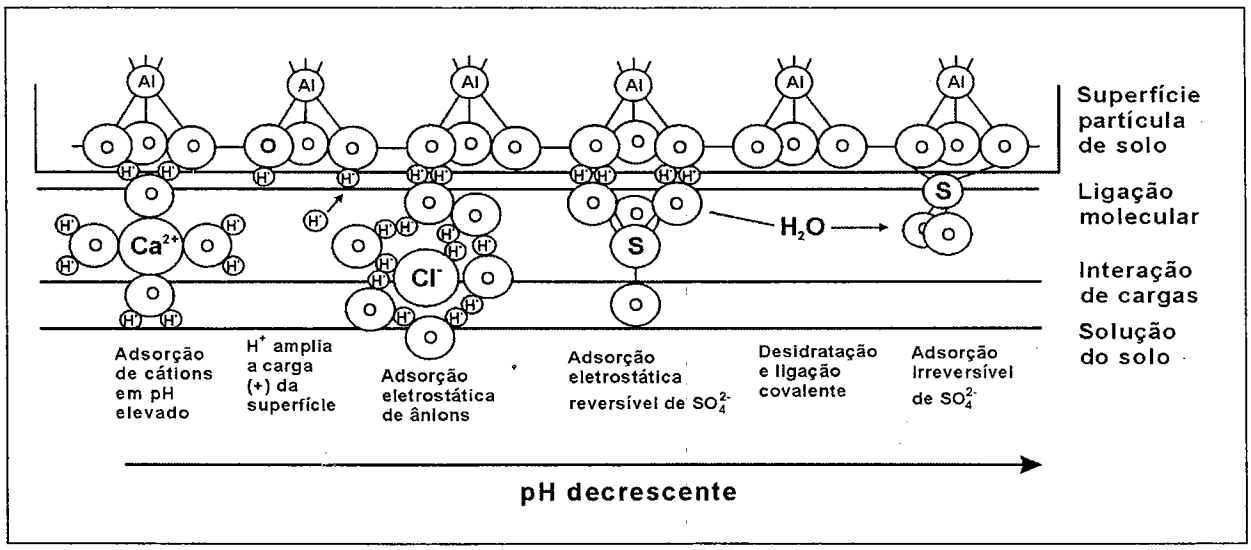


Figura 4. Representação esquemática da seqüência de adsorção de cátions e ânions em superfície de partículas de solo, considerando o pH, a adsorção eletrostática de sulfatos (reversível) e adsorção específica (irreversível), com formação de ligação covalente.

Fonte: Adaptado de Schoenau & Germida (1992).

[7] Fixação é a adsorção temporariamente não-reversível, é a passagem de lábil para não-lábil.

componente químico, de tal modo que o P pode ser adsorvido em superfície neutra ou até mesmo negativa. Essas diferenças no processo de adsorção de $H_2PO_4^-$ e de SO_4^{2-} influenciam o potencial de adsorção destes dois ânions, reforçando a idéia de que os solos têm menor capacidade de adsorção para SO_4^{2-} do que para o $H_2PO_4^-$ (Marsh et al., 1987).

À semelhança do fosfato, em estudos de adsorção do SO_4^{2-}, utiliza-se a isoterma de Langmuir para explicar a relação entre o SO_4^{2-} adsorvido e o da solução. Com o uso dessa isoterma, podem-se separar três regiões distintas de adsorção de S e calcular a CMAS para o total ou para qualquer uma das três regiões de adsorção, preferindo considerar como representativa da CMAS a calculada com a segunda região, por ser nela cumpridos melhor os pressupostos para a utilização desta isoterma. Além dessa isoterma, outra muito utilizada nesses estudos é a de Freundlich, a qual, apesar de não permitir a obtenção da CMAS, possibilita calcular a quantidade de S adsorvido no solo, quando se conhece a concentração desse nutriente na solução de equilíbrio (Alvarez V. et al., 2001), isto também é possível pela utilização da isoterma de Langmuir.

Os principais fatores que influenciam o processo de adsorção do SO_4^{2-} pelo solo são: pH, natureza do complexo coloidal, o tempo de reação, a sua concentração na solução do solo, a competição com outros ânions e, ainda, o tipo de cátions acompanhantes na solução e no complexo sortivo (Yamada, 1988).

O pH torna-se um dos principais fatores que controlam a disponibilidade e a movimentação do SO_4^{2-} no solo, sobretudo nos solos oxídicos, que apresentam carga variável dependente do pH (Casagrande et al., 2003). Nesses solos, práticas de manejo, como calagem e adubação fosfatada, modificam a capacidade de adsorção e de fixação do SO_4^{2-} e, conseqüentemente, alteram sua disponibilidade para as plantas.

O efeito direto do pH na carga superficial está relacionada com o balanço da adsorção ou dessorção de H^+ ou OH^- na superfície dos minerais. Dessa maneira, a elevação ou a redução do pH promove, respectivamente, aumento das cargas negativas ou positivas dos colóides do solo (Bolan et al., 1988). A elevação do pH promove aumento na disponibilidade de SO_4^{2-} para as plantas, tanto por reduzir sua adsorção (Casagrande et al., 2003) quanto por aumentar a liberação do adsorvido; ou seja, aumentar sua dessorção. Adicionalmente, ocorre também maior mineralização do S-orgânico com a calagem.

Silva et al. (1999), avaliando a influência da calagem e de doses de P sobre a mineralização de compostos orgânicos com S em amostras de sete diferentes solos, em cinco períodos de incubação (14–70 d), observaram maiores teores de SO_4^{2-} após a calagem nos solos Gleissolo Háplico (HGP) e Latossolo Vermelho-Amarelo de Rio de Janeiro (LV2), podendo significar maior disponibilidade de S para as plantas. Entretanto, condições que favoreçam maior movimentação de S no perfil aumentam a disponibilidade desse nutriente em profundidade, podendo resultar em maior perda de SO_4^{2-} por lixiviação. Isso ocorre pelo fato de a calagem favorecer a formação de cargas negativas nas superfícies dos óxidos de Fe e Al e nas argilas silicatadas, diminuindo a adsorção de SO_4^{2-} na camada arável e aumentando a movimentação deste ânion para camadas mais profundas do solo. Verificou-se, nesses solos, com menores teores de argila e, ou, de S total, que o processo de mineralização de S não se mostrou influenciado pela aplicação de calcário e de P, apresentando menores quantidades de S mineralizado, ou maior imobilização líquida de SO_4^{2-}. No entanto, a maior disponibilidade de P nos sete solos estudados não

resultou em maior conversão de S-orgânico a SO_4^{2-}. Pelo contrário, o efeito conjunto da calagem com maiores teores disponíveis de P para o LV2 acarretou maior imobilização de SO_4^{2-}, aos 42 dias de incubação.

Com relação à natureza dos colóides do solo que influenciam a retenção do SO_4^{2-}, os óxidos de Fe e Al e a caulinita são os principais responsáveis desse processo. Os solos tropicais mais intemperizados que apresentam maiores teores desses minerais, em conseqüência, podem mostrar teores mais elevados de SO_4^{2-} em relação aos solos temperados (Nor, 1981).

A adsorção de SO_4^{2-} nos argilominerais ocorre nas faces quebradas ou nos pontos de fratura nos mesmos. Já para os óxidos de Fe e Al, essa adsorção é devida à formação de uma película em volta dos minerais da fração argila (Bohn et al., 1985). De modo geral, a magnitude de adsorção de SO_4^{2-} segue a seguinte ordem: óxidos de Al > óxidos de Fe > caulinita > argilas 2:1 (Chao et al., 1963).

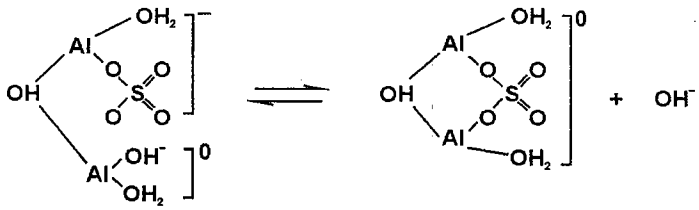
Aylmore et al. (1967) verificaram que o SO_4^{2-} adsorvido pela caulinita era fracamente retido, enquanto naquele adsorvido por óxidos de Fe e Al a adsorção era praticamente irreversível e, portanto, resistente à lixiviação e, assim, possivelmente menos disponível para as plantas. Entretanto, o grau de cristalinidade desses minerais de argila pode exercer grande influência no processo de adsorção do SO_4^{2-}.

O SO_4^{2-} é adsorvido ao óxido de Al hidratado por meio de uma ligação de ponte entre esse íon e os dois átomos de Al, formando um anel de seis membros. Esse mecanismo de retenção de SO_4^{2-} se deduz das seguintes observações experimentais: a carga superficial final tende a ficar próxima de zero; e a relação entre o SO_4^{2-} adsorvido, de um lado, e o OH^- liberado e a carga neutralizada, do outro lado, é curvilinear. Observações que sugerem as seguintes reações:

(6)

(7)

As reações supradescritas levam a superfície do mineral a ter carga líquida negativa. Posteriormente, a neutralização dessa carga negativa será, possivelmente, pelo SO_4^{2-} adsorvido, o qual desloca OH^- (ligado a um sítio neutro ou positivo), ligando-se a outro Al, proporcionando a formação de anel, favorecendo, assim, o desenvolvimento de formas não-lábeis. Rajan (1978) propôs a seguinte formação anelar:



(8)

Vários autores têm confirmado que o fenômeno de adsorção é influenciado pelo tempo de contato do SO_4^{2-} da solução com a fase sólida do solo. Estes estudos confirmam a existência de duas etapas na adsorção do SO_4^{2-} com a fase sólida, à semelhança do que ocorre com o P. Em uma primeira etapa, o S é rapidamente retido. Com passar do tempo de contato, uma segunda etapa é desenvolvida mais lentamente e parte do S é transformada em formas fortemente retidas, constituindo a reserva não-lábil (Chao et al., 1962; Barrow, 1967; Hingston et al., 1974; Rajan, 1978; Karltun, 1994).

Para Metson & Blackemore (1978), o efeito da retenção do S em relação à competição com o P depende principalmente da quantidade relativa de SO_4^{2-} na solução e da natureza do solo. Esses autores observaram que solos com baixa capacidade de adsorção de SO_4^{2-} adsorvem muito pouco deste ânion, quando a razão na solução entre S e P, em massa, era de 1:1. A situação inversa também é verdadeira, ou seja, solos com alta capacidade de adsorção de SO_4^{2-} são capazes de adsorver grandes quantidades de SO_4^{2-} adicionado, mesmo que o fosfato esteja presente.

Contudo, ânions orgânicos na solução do solo também são fortes competidores pelos sítios de adsorção. Inskeep (1989) hipotetizou que, quanto maior o grau de ionização e a quantidade de grupos funcionais disponíveis nas estruturas dos ácidos orgânicos, maior será o seu poder de competição com o SO_4^{2-} pelos sítios de adsorção.

Chao et al. (1963) estudaram o efeito do cátion acompanhante do SO_4^{2-} na adsorção deste ânion pelo solo e verificaram que a retenção de SO_4^{2-} das diferentes soluções de sais apresentou a seguinte ordem: $CaSO_4 > K_2SO_4 > (NH_4)_2SO_4 > Na_2SO_4$. Já, em relação à saturação por cátions no complexo de troca, foi observado que a retenção de SO_4^{2-} seguiu a ordem de valência química do cátion saturante: $Al^{3+} > Ca^{2+} > K^+$. Assim, considerando a possibilidade de as amostras de solo que foram saturadas com vários cátions exibirem valores de pH diferentes, associaram os dois efeitos, ou seja, do tipo de cátion (tri, bi, e monovalente) e do pH. No entanto, o efeito do pH pareceu mais evidente que o efeito do cátion no complexo sortivo. A influência desse último foi relacionada com os possíveis efeitos no potencial zeta dos colóides do solo, na repulsão aniônica. Por serem os colóides do solo carregados, em geral, negativamente, a distribuição do SO_4^{2-} na dupla camada difusa está associada à repulsão elétrica. Como esse potencial é reduzido pela presença de cátions polivalentes, há grande possibilidades de o íon SO_4^{2-} ser retido.

Outro mecanismo associado à diminuição da disponibilidade do SO_4^{2-} na solução do solo é a formação de precipitados de sulfato mono-básico de Al. De tal modo, a precipitação e a dissolução da basaluminita e alunita e de sais semelhante de Fe parecem estar associadas aos mecanismos de adsorção e dessorção de SO_4^{2-} em solos ácidos. Embora os experimentos não comprovem que o SO_4^{2-} é precipitado no solo como sulfato de Al e, ou, de Fe insolúveis, esse processo pode ser uma maneira para explicar as equações teóricas de adsorção (Adams & Rawajfih, 1977).

Contudo, Wearver et al. (1985) observaram que, sob condições naturais, diferentes mecanismos de adsorção de SO_4^{2-} ocorrem simultaneamente nos solos, tornando-se difícil diferenciar tais processos, como, por exemplo, precipitação e reações de superfícies.

Em adição a todos esses fatores anteriormente mencionados com relação à adsorção do SO_4^{2-} pela fase mineral do solo, torna-se necessário ressaltar o papel importante da

matéria orgânica do solo na disponibilidade de S para as plantas, já que a maior parte do S (> 95 %) do solo encontra-se na forma orgânica.

A mineralização e a imobilização entre formas orgânicas e inorgânicas de S são processos importantes que podem governar a adsorção do S no solo, a lixiviação e, portanto a disponibilidade desse nutriente para as plantas (Zhao et al., 1996), também é importante o equilíbrio entre as formas lábeis e não-lábeis, principalmente em solos tropicais muito intemperizados.

Os efeitos da matéria orgânica na adsorção de SO_4^{2-} pelos solos apresentam pontos contraditórios na literatura. Alguns trabalhos destacam que a matéria orgânica apresenta relação direta com a adsorção (Chao et al., 1962; Haque & Walmsley, 1974), enquanto outros têm evidenciado relação inversa com a adsorção de SO_4^{2-} pelos solos (Singh, 1984; Patil et al., 1989). Essa relação negativa entre a matéria orgânica e a adsorção de SO_4^{2-} é perfeitamente explicável, graças ao caráter de sua carga de superfície negativa; entretanto, deve-se levar em consideração sua natureza anfótera (carga variável), assim, sob certas condições, pode desenvolver cargas positivas, possibilitando a retenção de ânions.

Accioly (1985) verificou que o teor de matéria orgânica não apresentou correlação com a capacidade tampão do SO_4^{2-}, o que pode indicar menor participação dessa fração do solo na adsorção do SO_4^{2-}. Por outro lado, o baixo grau de associação entre a capacidade tampão de SO_4^{2-} e o teor de argila evidencia que a qualidade da argila pode ser tão importante quanto os teores nesses solos.

Segundo Uchôa (1999), a disponibilidade de S em termos físico-químicos pode ser explicada pela inter-relação entre os fatores Intensidade, Quantidade e Capacidade tampão. Alvarez V. (1988) comenta existir também uma passagem bem mais lenta entre a reserva lábil e a não-lábil. No entanto, pouco se conhece sobre a transformação de S lábil em não-lábil, bem como sobre o grau de reversibilidade dessa forma não-labil para lábil.

FORMAS LÁBEIS E NÃO-LÁBEIS

Pelo indicado até agora, as formas lábeis de S (Fator Quantidade) no sistema solo estão relacionadas com o SO_4^{2-} que é precipitado, imobilizado e, ou, adsorvido, e que estão em rápido equilíbrio com o SO_4^{2-} da solução do solo, podendo repor o S à solução durante o ciclo de uma cultura anual[8]. Por outro lado, a forma não-lábil relaciona-se com o SO_4^{2-} que não está em equilíbrio imediato com o SO_4^{2-} da solução do solo. As formas lábeis podem ser transformadas em formas não-lábeis, sendo retidas com tal energia que o equilíbrio com o S-solução desaparece, deixando, portanto, de ser disponível para as plantas de ciclo curto.

---

[8] Como as formas solúveis, lábeis e não-lábeis na natureza constituem um contínuo, a conceituação do que é lábil necessita da indicação do componente tempo.

Vários autores citam a presença de formas de S precipitadas de baixa solubilidade, como o gesso, a alunita e a basaluminita; formas oclusas e formas orgânicas de S ligado a C de difícil mineralização; sendo relacionadas com a reserva não-lábil de S no solo (Adams & Rawajfih, 1977; Pavan et al., 1984; He et al., 1997).

Para Uchôa et al. (2003), apesar dessa conceituação simples do que se entende por lábil e não-lábil, a quantificação dessas reservas é, contudo, complexa, principalmente quando se trata de relacioná-las com a determinação das formas disponíveis, em razão de não se conhecer, quanto do total de S lábil é recuperado por extratores de formas disponíveis que extraem preferencialmente a fração do SO_4^{2-} prontamente solúvel (a parte mais rapidamente lábil), e quanto por extratores que, além desta fração, extraem também parte do SO_4^{2-} adsorvido. Dessa maneira, quando se utilizam esses extratores, frações do que está adsorvido e frações de S de formas orgânicas são extraídas, tornando difícil separar o quanto do extraído seria lábil, uma vez que existe a possibilidade de extração de frações não-lábeis.

A determinação do fator quantidade para S (S-lábil) tem sido realizada por meio da aplicação do princípio de diluição isotópica (valores E, L e A). A restrição ao uso desse método está relacionada com a possibilidade de ocorrer adsorção sem troca e de alguma troca do S marcado com algum S não-lábil. O emprego da resina trocadora de ânions, proposto por Amer et al. (1955) para a determinação da reserva lábil de P, é um método alternativo para determinação de formas lábeis de S. Nesse processo, o solo é agitado em água com a resina, e o S é transferido do solo para resina através da água: S-solo → S-solução →S-resina. Para Raij (1981), esse caminho é semelhante ao que ocorre na absorção pelas raízes, quando o P sai da fase sólida do solo para a solução e, desta, para a raiz.

A utilização da resina trocadora de ânions baseia-se, portanto, na possibilidade de extração de formas prontamente solúveis de S-SO_4^{2-} e as adsorvidas ou precipitadas, mas que podem, para manter o equilíbrio, passar à solução durante o ciclo de uma cultura, estimando, dessa maneira, o fator quantidade (Q). O uso desse método na extração de S é pouco citado na literatura e os trabalhos, em sua maioria, restringem-se à determinação do S disponível.

Uchôa et al. (2003) desenvolveram um método para determinação do teor de S lábil do solo, utilizando, para isto, membrana de resina de troca aniônica. Nesse trabalho, foram realizados três experimentos, sendo: (1) extração com diferentes números de membranas de troca aniônica; (2) extrações sucessivas por 16 h cada, com uma membrana, e (3) extração com uma membrana por diferentes tempos de agitação (1, 2, 4, 8, 16, 24, 36, 48 e 72 h). Esses autores indicaram que a extração contínua com uma membrana de troca aniônica, por 48 h de agitação, é um método viável e eficiente, tendo extraído elevada percentagem (> 87 %) do S lábil (SL). Esse S extraído com agitação, durante 48 h, foi considerado como S rapidamente lábil (SRL). A pequena fração restante do SL, extraído entre 48 h, e o tempo de extração máximo, estimado para SL, de 152 h, foi denominado de S lentamente lábil (SLL). O enxofre não-lábil (SNL) foi aquele que seria extraído com um tempo de agitação superior a 152 h. Nesse trabalho, preferiu-se separar o S rapidamente lábil (SRL) do S lentamente lábil mais o não-lábil (SLL + SNL), em lugar de definir o

limite entre S lábil e S não-lábil. Assim, o SRL é extraído com membrana de troca aniônica por um tempo de agitação de 48 h com posterior dosagem por turbidimetria. Já o S da reserva SLL + SNL é calculado pela diferença entre o S do solo (S-so) obtido por calcinação (Bardsley & Lancaster, 1960 descrito por Alvarez V. et al., 2001) e o SRL.

Transformação de Enxofre Lábil em Não-Lábil

O S não-lábil é constituído de formas fortemente retidas pelos colóides inorgânicos e, ou, orgânicos do solo e que não se encontram em equilíbrio com o S da solução do solo. Segundo Alvarez V. (1988), existiria transferência lenta do S da reserva lábil para a da não-lábil e, ainda mais lenta, da reserva não-lábil para a lábil. No entanto, poucos são os trabalhos na literatura relacionados com a formação dessa reserva não-lábil, como também os relacionados com o grau de reversibilidade dessas formas.

Aylmore et al. (1967), estudando a CMAS pela caulinita e por óxidos de Fe e Al, encontraram valores de 421 mmol kg^{-1} para óxido de Al (γ-AlOOH , pseudoboemita), de 67 mmol kg^{-1} para óxido de Fe (α - Fe_2O_3, hematita) e de 5 a 9,3 mmol kg^{-1} para a caulinita. Verificou-se também nesse trabalho que o SO_4^{2-} adsorvido pela caulinita era fracamente retido e, conseqüentemente, liberado mais facilmente para a solução do solo, enquanto o SO_4^{2-} adsorvido pelos óxidos de Fe e Al era quase que completamente irreversível e, possivelmente, pouco disponível para as plantas, transformando-se, assim, em forma não-lábil de S.

Outro aspecto importante é o grau de cristalinidade dos minerais de argila como elemento de destaque nos fenômenos que controlam a dinâmica entre as formas lábeis e não-lábeis de S. Caulinitas de baixa cristalinidade e a presença de pequenas quantidades de formas amorfas podem elevar acentuadamente a fixação do S no solo (Ker, 1995).

Estudos de adsorção e de fixação têm mostrado que a retenção[9] do SO_4^{2-} pelo solo é dependente da sua concentração (Aylmore et al., 1967) e do tempo de equilíbrio (Karltun, 1994). A utilização das isotermas de adsorção, como as de Langmuir e de Freundlich, explicam o fenômeno, unicamente, na fase inicial. Por esses trabalhos, confirma-se a semelhança do processo de formação de S não-lábil com o P não-lábil, ou seja, na primeira etapa, o S é rapidamente adsorvido (primeira fase). Com o tempo, em etapa desenvolvida mais lentamente, parte do S é convertida em formas mais fortemente retidas, fato atribuído à formação de uma estrutura tipo anel. No caso do P, esse processo ocorre em duas fases. Uma primeira fase de rápida adsorção é seguida de outra fase bem mais lenta, representada pelos modelos exponenciais de Barrow (1974) (modelo exponencial assintótico ao eixo da variável tempo). Essa adsorção de P pelo solo apresenta um componente adicional à simples formação de P-lábil, que é a formação do P não-lábil (Novais & Smyth, 1999).

O S lábil supre o S não-lábil (SNL), mas o inverso ocorre dificilmente. Determinadas práticas, como a diminuição do potencial redox e a adição, ou acúmulo, de matéria orgânica ao solo, indicam a demanda de energia para que esse sistema torne-se reversível, pelo menos parcialmente (Sah & Mikkelsen, 1989 citados por Novais & Smyth, 1999).

---

[9] Retenção engloba adsorção e adsorção não-reversível (fixação),mas que passa inicialmente pela simples adsorção.

Para S, esse equilíbrio entre o S-lábil e o S não-lábil é questionável com relação ao seu efeito na disponibilidade do S para as plantas, já que não se conhece o grau de reversibilidade, especialmente dos compostos orgânicos, do S não-lábil para o lábil. Segundo Accioly (1985), em grande parte dos solos, este equilíbrio poderia ser representado pela relação entre as constantes k_1/k_2 (esquema para P de Gunary & Sutton (1963), adaptado por Accioly 1985), estando k_1 relacionada com a mineralização do S-orgânico e k_2 com a imobilização desse elemento.

Reversibilidade de Enxofre Não-Lábil

A formação do S não-lábil em condições de elevado intemperismo pode estar relacionada com a presença de óxidos de Fe e Al, assim como ocorre para P. Solos mais intemperizados, com maior teor de argila e grande presença de óxidos de Fe e Al, proporcionam elevada capacidade de adsorção e de fixação de SO_4^{2-}.

Existe grande limitação de informações na literatura referentes aos aspectos relacionados com formação e reversibilidade do S não-lábil a lábil. Diante disso, apresentam-se alguns resultados do trabalho desenvolvido por Uchôa (1999), em que se avaliou o equilíbrio entre formas de SRL e o SL + SNL em amostras de solos submetidas às seguintes condições: alteração do pH do meio, adição de diferentes doses de S e tempos de incubação e adição de diferentes doses de S e de P.

Nos ensaios, utilizaram-se dez amostras de diferentes classes de solos com grande variabilidade nas suas características químicas, físicas e mineralógicas. Assim, foi possível dividir os solos em dois grupos: um de baixa e outro de alta CMAS (Quadro 3). Ao primeiro grupo (CMAS ≤ 100 mg dm^{-3} de S) correspondem os solos RQ-CV, LVA-TM, LV-CV, LV-TM e LA-AR e ao outro (CMAS > 100 mg cm^{-3} de S) os solos LVA-UB1, LVA-UB2, LV-SL, LVA-PR e LVA-PA. Com relação à mineralogia, pode-se também separar solos de natureza caulinítica (RQ-CV, LV-CV, LA-AR, LV-SL e LVA-PR) e solos predominantemente mais oxídicos. Dentre os oxídicos, há um mais goethítico (LV-TM) e quatro mais gibbsíticos (LVA-UB1, LVA-UB2, LV-TM e LVA-PA).

Quadro 3. Capacidade máxima de adsorção de sulfato para amostras de dez solos do Estado de Minas Gerais

CMAS	Solo									
	RQ-CV[1]	LVA TM[2]	LV-CV[3]	LA-AR[4]	LV-TM[5]	LVA UB1[6]	LVA-UB2[7]	LV-SL[8]	LVA-PR[9]	LVA-PA[10]
	mg dm^{-3} de S no solo									
A	11	12	63	64	67	188	188	199	215	279
B	-	7	8	111	21	201	156	84	197	350

A: Capacidade máxima de adsorção de Sulfato (Alvarez V. et al., 2001); B: Capacidade máxima de adsorção de Sulfato nos solos após ataque com H_2O_2 30 volumes (Alvarez V. et al., 2001). [1] Neossolo Quartzarénico: Campina Verde. [2] Latossolo Vermelho-Amarelo: Três Marias. [3] Latossolo Vermelho: Campina Verde. [4] Latossolo Amarelo: Aracruz. [5] Latossolo Vermelho: Três Marias. [6] Latossolo Vermelho-Amarelo: Uberaba (amostra 1). [7] Latossolo Vermelho-Amarelo: Uberaba (amostra 2). [8] Latossolo Vermelho: Sete Lagoas. [9] Latossolo Vermelho: Paracatu. [10] Latossolo Vermelho-Amarelo: Patrocínio.

Fonte: Uchôa (1999).

No estudo do efeito da alteração do pH no equilíbrio entre a reserva de SRL e a de SLL+SNL, verificou-se que, em todos os solos, a correção do pH aumentou o teor de SRL em relação ao tratamento sem correção de pH (Quadro 4). A correção do pH para todos os solos inverteu o sentido do fluxo de S, que passou do SLL + SNL para o SRL. O efeito da redução do pH na fixação de SO_4^{2-} foi observado por vários autores (Wearver et al., 1985; Nodvin et al., 1986; Courchesne & Hendershot, 1989). O aumento da retenção do SO_4^{2-} em valores baixos de pH está diretamente relacionado com a protonação dos óxidos de Fe e Al amorfos e cristalinos. Esses minerais apresentam carga variável dependente do pH do meio, podendo, assim, perder ou ganhar prótons. Com a elevação do pH, por meio de calagem, os íons OH^- deslocam progressivamente o SO_4^{2-} fixado e adsorvido ao complexo de troca, aumentando, assim, sua concentração na solução do solo e favorecendo a disponibilidade do SO_4^{2-} para as plantas.

Neste estudo, considerando o efeito de doses de S e do tempo de equilíbrio entre as reservas SRL e SLL + SNL, constatou-se que, em geral, a direção de fluxo foi no sentido do SLL + SNL e que as variações em termos de magnitude de saída do SO_4^{2-} do SRL se deram de acordo com a CMAS e dos teores de goethita e gibbsita na fração argila dos solos estudados.

Em solos que apresentaram maiores CMAS e teores mais elevados de goethita e gibbsita, o SO_4^{2-} estava adsorvido e fixado a essas frações, indicando que o S encontrava-se, em parte, na reserva SLL + SNL, não estando disponível para as plantas nem exposto à lixiviação.

O teor de SRL, em função do teor de SLL + SNL, foi obtido por regressão linear. A capacidade tampão de enxofre lábil (CTSL) foi obtida, em analogia a CT que é $-\Delta Q/\Delta I$, pelo inverso do coeficiente angular ($1/b_1$) das equações lineares SRL = f(SLL + SNL), ficando igual a ΔSLL+SNL/ΔSRL. A CTSL e definida como a resistência que o compartimento SRL do solo oferece à saída do S para a reserva do SLL + SNL e representa quanto de S adicionado passa ao compartimento SLL + SNL para cada unidade de S que fica no reservatório SRL.

Quadro 4. Teores de enxofre rapidamente lábil e enxofre lentamente lábil mais não-lábil, considerando a correção do pH (sem e com correção do pH, antes e depois da incubação com 80 mg dm^{-3} de S) nos solos estudados

Correção do pH/incubação	Solo									
	RQ-CV	LVA-TM	LV-CV	LA-AR	LV-TM	LVA-UB1	LVA-UB2	LV-SL	LVA-PR	LVA-PA
	SRL, mg dm^{-3}									
Sem	71,96	67,31	76,20	121,08	75,78	60,46	83,09	88,88	74,02	62,16
Com Antes	82,00	79,22	83,82	144,43	87,68	80,31	105,25	113,35	99,08	82,66
Com Após	84,55	70,49	84,28	146,02	92,18	79,10	102,11	123,79	103,19	80,14
	SLL + SNL, mg dm^{-3}									
Sem	32,94	41,42	54,53	31,07	23,35	116,29	69,44	104,82	78,96	116,24
Com Antes	20,35	29,51	46,91	7,72	11,45	96,44	47,28	80,35	53,90	95,74
Com Após	22,90	38,24	46,45	6,13	6,95	97,65	50,42	69,81	49,07	98,26

Fonte: Uchôa (1999).

A CTSL de cada solo, nos diferentes tempos de incubação, aumentou, à medida que a resistência da reserva do SRL diminuiu, favorecendo a passagem de parte do S para SLL + SNL (Quadro 5). Os valores de CTSL são inversamente proporcionais à resistência da reserva do SRL à perda de S para SLL + SNL, ou seja, quanto maior a CTSL, menor a resistência da reserva do SRL e maior a facilidade de passagem de SRL para SLL + SLL. Mesmo assim, a maior parte do S adicionado ficou na reserva SRL na maioria dos solos, e, unicamente no solo LVA-PA, ao fim da incubação, a partição foi eqüitativa.

A reversibilidade do SLL + SNL para SRL, ao longo do período de incubação, foi observada para alguns solos, como, por exemplo, para RQ-CV, LVA-PA, LVA-UB1 e LV-CV.

No caso do RQ-CV, observou-se que, ao longo de 90 d de incubação, pode ter ocorrido reversibilidade de S da reserva do SLL + SNL para SRL (Quadro 5), uma vez que houve aumento crescente na resistência do SRL a partir de 30 d de incubação, o que pode ter deslocado o sentido da passagem entre as reservas. Já para o LVA-PA, essa possibilidade de reversibilidade entre as reservas SLL + SNL e SRL foi observada nos 30 d iniciais de incubação pela diminuição da capacidade tampão do S lábil (CTSL), que variou de 0,344 a 0,205 mg dm^{-3}/mg dm^{-3}, forçando, desse modo, a mudança na intensidade do fluxo. Esses resultados permitem inferir sobre a idéia de continuidade entre esses reservatórios e de que fatores externos, como adubação e tempo de incubação, podem deslocar o equilíbrio em favor de um ou outro reservatório, dependendo das características intrínsecas dos solos. No caso, tem-se que as mesmas doses de S dentro dos diferentes tempos de incubação levaram à reversibilidade do SLL + SNL para o SRL.

O papel da matéria orgânica na formação das reserva SLL + SNL é um tanto contraditória neste trabalho. Dos dez solos estudados, sete apresentaram valores de CMAS menores após a remoção da matéria orgânica pelo peróxido de hidrogênio (Quadro 3), evidenciando o papel ativo da mesma na adsorção de S; ou seja, com o maior teor de matéria orgânica ocorre um incremento no número de sítios de adsorção e de fixação do SO_4^{2-}, favorecendo a formação da reserva SLL + SNL, a exemplo do que ocorreu

Quadro 5. Capacidade tampão de enxofre lábil dos solos em seis tempos de incubação com diferentes doses de enxofre

T1	Solo									
	RQ-CV	LVA-TM	LV-CV	LA-AR	LV-TM	LVA-UB1	LVA-UB2	LV-SL	LVA-PR	LVA-PA
d	mg dm^{-3}/mg dm^{-3}									
1	0,118	0,181	0,150	0,143	0,179	0,175	0,051	0,148	0,208	0,344
8	0,136	0,191	0,199	0,166	0,167	0,142	0,160	0,167	0,215	0,245
15	0,139	0,148	0,219	0,053	0,167	0,185	0,147	0,174	0,162	0,211
30	0,152	0,106	0,132	0,077	0,146	0,173	0,175	0,273	0,185	0,205
60	0,118	0,183	0,141	0,212	0,087	0,244	0,219	0,264	0,243	0,597
90	0,098	0,289	0,153	0,148	0,122	0,491	0,298	0,425	0,360	1,082

Fonte: Uchôa (1999).

para LV-TM. Também, no solo LVA-PA, verificou-se que, com a remoção da matéria orgânica, houve aumento de CMAS da ordem de 25 % (Quadro 3). Esse resultado permitiu inferir que a matéria orgânica tem efeito ainda mais destacado na estabilização de microagregados dos Latossolos e na redução da superfície de contato do S com os óxidos. Dessa maneira, com a remoção da matéria orgânica pelo peróxido de hidrogênio, pode-se verificar aumento da superfície, proporcionado pela desestabilização dos microagregados, expondo sítios de cargas mais ativos à adsorção de SO_4^{2-}, especialmente de gibbsita, que tende a concentrar-se no núcleo de microagregados (Schaefer, 1996). Assim, o elevado teor de matéria orgânica no LVA-PA reduziu a CMAS e, ao mesmo tempo, o teor de S do compartimento SLL + SNL.

Uchôa (1999) constatou que a formação do SLL + SNL dos solos estudados é provavelmente dependente tanto da goethita quanto da gibbsita, uma vez que se teve maior passagem de SRL para SLL + SNL nos solos onde os teores desses minerais foram maiores (LVA-UB1, LVA-UB2, LVA-PR e LVA-PA). Observou que, somente a partir dos 30 d de incubação, as características químicas, físicas, físico-químicas e mineralógicas passaram a influenciar claramente a CTSL, ou seja, passaram a definir a resistência da reserva do SRL à saída do S para a reserva do SLL + SNL. As correlações observadas entre a CTSL e o teor de C-orgânico, goethita e gibbsita confirmam que a formação da reserva não-lábil deve-se à fixação do SO_4^{2-} em cargas geradas por essas frações (Uchôa, 1999).

Com relação ao ensaio em que se avaliou o efeito da adição de diferentes doses de S e de P no equilíbrio entre reservas de SRL e SLL + SNL, constatou-se, pela variação dos valores CTSL (variando entre positivo a negativo Quadro 6), que esse equilíbrio foi alterado pela adição de P. O grupo de solos com menor CMAS (RQ-CV, LV-CV, LVA-TM, LV-TM e LA-AR) chegou a apresentar valores negativos para CTSL na maior dose de P, indicando reversibilidade de SLL + SNL, ou seja, saída de S para a reserva do SRL. Entretanto, os demais solos apresentaram, como tendência geral, CTSL cada vez menor de acordo com o aumento da dose de P, mostrando, assim, que menor quantidade de S passava da reserva SRL para SLL + SNL (Quadro 6).

A CTSL apresentou estreita correlação com características do solo, as quais, por sua vez, encontram-se associadas com a capacidade tampão (Uchôa, 1999).

Quadro 6. Capacidade tampão do enxofre lábil obtida pela relação entre o enxofre rapidamente lábil e o enxofre lentamente lábil mais o não-lábil para diferentes doses de enxofre aplicadas junto com três doses de fósforo

Dose de P	Solo									
	RQ-CV	LVA-TM	LV-CV	LA-AR	LV-TM	LVA-UB1	LVA-UB2	LV-SL	LVA-PR	LVA-PA
mg dm^{-3}	mg dm^{-3}/mg dm^{-3}									
0	0,062	0,140	0,065	0,161	0,066	0,216	0,223	0,191	0,186	0,570
80	-0,086	0,111	0,050	0,097	0,073	0,215	0,211	0,174	0,244	0,605
320	-0,133	-0,065	-0,110	-0,118	-0,061	0,086	0,135	0,069	0,154	0,364

Fonte: Uchôa (1999).

O teor de caulinita de todos os solos não mostrou correlação com a CTSL, o que pode indicar que as cargas deste mineral apresentam baixa especificidade na adsorção e fixação do SO_4^{2-}, exercendo pouca influência na formação das reservas de SRL e de SLL + SNL.

ENXOFRE NAS CULTURAS

Absorção

O íon SO_4^{2-} é a principal forma de S absorvido pelas plantas (Salisbury & Ross, 1992). A absorção é processo ativo dependente de consumo de energia (Cram, 1990) e com participação de transportadores de SO_4^{2-} em diferentes tipos de células (Herschbach & Rennenberg, 2001). A absorção de SO_4^{2-} sofre antagonismo, especialmente de Cl^-, pelo excesso de aplicação de adubos, como cloreto de potássio, por exemplo.

O S também pode ser absorvido pelas folhas tanto em forma oxidada como reduzida. A aplicação nas folhas de espécies arbóreas de ^{35}S-cisteína resultou em translocação de 0,3 a 1,2 % de ^{35}S para outras partes das plantas de *Fagus sylvatica* (Herschbach & Rennenberg, 1995), enquanto em *Piceas abies* chegou a 54 e 77 % (Schneider et al., 1994).

A absorção e o carregamento de SO_4^{2-} no xilema são processos independentes mediados por diferentes sistemas de transporte. Em plantas de soja, a absorção, assimilação, translocação e redistribuição de S se processam com muita rapidez. Garsed & Read (1977a) detectaram $^{35}SO_4^{2-}$ na solução nutritiva de cultivo, 1 h após a exposição de folhas de soja a este isótopo.

Translocação e Redistribuição

O SO_4^{2-} absorvido é translocado pelo xilema em direção às folhas. O transporte de SO_4^{2-} pode ocorrer via xilema ou via floema, podendo redistribuir-se entre essas vias (Larsson et al., 1991). Contudo, a entrada de SO_4^{2-} no floema é restrita, e a sua manutenção nas folhas velhas, mesmo sob deficiência de S, deve estar relacionada com este fato (Clarkson et al., 1983).

O SO_4^{2-} que chega às folhas é reduzido e incorporado a esqueletos carbônicos. Compostos com S reduzido podem ser translocados em direção às folhas em crescimento ou em direção aos ramos, ao caule ou às raízes (Herschbach & Rennenberg, 1995; Hartmann et al. 2000). As raízes são amplamente dependentes da translocação via floema para aquisição de aminoácidos que contêm S. Em soja, utilizando compostos marcados, Garsed & Read (1977b) observaram que o SO_4^{2-} é o principal composto translocado no floema, seguido, em menores quantidades, de glutationa e de cisteína.

A transferência de SO_4^{2-} e de compostos com S reduzido entre o xilema e o floema é fundamental para a translocação e redistribuição de S, em razão de ser este elemento retido, com maior intensidade, em folhas velhas. Em algumas espécies arbóreas, a translocação de S reduzido via floema ocorre apenas na direção basípeta, sem que se tenha observado transferência entre floema e xilema (Herschbach & Rennenberg, 2001). A principal forma de S reduzido translocada via floema é a glutationa (Garsed & Read, 1977b; Herschbach & Rennenberg, 2001).

Para estudar a translocação e redistribuição de S absorvido por plantas de soja e milho, Silva et al. (2003) realizaram dois ensaios em casa de vegetação. No primeiro, a translocação e a redistribuição do ^{35}S absorvido, por uma raiz de soja ou de milho, foram avaliadas às 0, 6, 12 e 24 h. O ^{35}S foi prontamente absorvido e translocado para a parte aérea, assim como para as raízes que estavam em solução nutritiva isenta de S. Pela observação de auto-radiografias, foi detectado acúmulo diferenciado de S entre os dois lados da nervura central das folhas de milho (Silva et al., 2003), refletindo a compartimentalização do sistema vascular das raízes à parte aérea das plântulas de milho. A maior parte de ^{35}S foi mantida na raiz de absorção nas plantas de soja e de milho. Uma fração menor foi translocada para a parte aérea e redistribuída, em seguida, para drenos situados em outras partes das plantas.

No segundo ensaio, foi estudada a redistribuição do S absorvido a partir do ^{35}S pincelado em pequenas áreas da superfície adaxial da lâmina foliar do folíolo central da segunda folha de soja e da terceira folha da planta de milho, depois de 6, 12, 24 e 48 h de aplicação. O ^{35}S aplicado na folha foi translocado tanto na direção acrópeta quanto na basípeta. Nas plantas de soja, o S absorvido, tanto pela raiz quanto pela folha, foi translocado, em maior proporção, para as folhas superiores, não sendo detectado em outras partes da planta. Em plantas de milho, o S absorvido pela folha foi translocado preferencialmente para o caule e para as raízes, confirmando que o SO_4^{2-} aplicado na folha é translocado e redistribuído tanto na direção acrópeta quanto a basípeta (Silva et al., 2003).

Interações

As interações entre nutrientes são consideradas importantes para a nutrição adequada das plantas. Todavia, elas precisam ser mais bem entendidas para melhorar a interpretação de resultados e definir seu efeito na produtividade das culturas. As interações resultam da influência mútua de um elemento sobre a ação de outro, produzindo efeito positivo ou negativo sobre o crescimento, desenvolvimento e produção, sendo esta influência dependente de condições de clima, solo, espécie e de cultivares das plantas.

O equilíbrio entre os nutrientes merece atenção nos programas de adubação, visto que a utilização de adubos concentrados com elevados teores de P e, ou, de N podem provocar a deficiência de S, quando o teor nos solos é baixo, e provocar desbalanceamento entre ânions (Cravo, 1984).

Alguns trabalhos têm apresentado interação fortemente positiva entre P e S no crescimento e produção das culturas, tanto no metabolismo vegetal como na adubação fosfatada na adsorção de SO_4^{2-} no solo, o que demonstra a existência de um equilíbrio dinâmico entre estes ânions (Barrow, 1969; Leite, 1984; Cravo et al., 1985; Bolívar, 1993; Martins & Kaminski, 1997; Uchôa, 1999).

Fornecendo apenas S a um solo com deficiência de P, a resposta das culturas pode até ser negativa. O excesso de S pode comprometer algumas vias metabólicas na ausência de P. Na ausência de S, obtêm-se respostas muito baixas ou mesmo não há respostas à adição de P; no entanto, não chegam a ser negativas. A adição conjunta de P e de S apresenta elevada resposta positiva no desenvolvimento e crescimento das culturas. Em

amendoim, a adição de S incrementou o crescimento (mais ramos e mais flores) e a adição de P aumentou o número de flores que produziram vagens (Prevot & Ollagnier, 1964). Este efeito interativo foi observado nos trabalhos de Alvarez V. et al. (1983), Cravo et al. (1985) e Brienza Jr. (1988) (Figura 5).

A interação P × S afeta, de modo recíproco, os níveis críticos desses nutrientes no solo. Leite (1984), estudando o equilíbrio P e S na cultura da soja em dois Latossolos de Minas Gerais, observou que, no solo argiloso, o nível crítico de S foi reduzido com o aumento das doses de P, enquanto o nível crítico de P praticamente não foi afetado por doses de S. Já para o solo arenoso, verificou-se que tanto os níveis críticos de P quando os de S dependeram linearmente do outro nutriente, o que evidencia a maior necessidade tanto de P, quando se aumentam as doses de S, quanto de S, quando se aumentam as doses de P nesse solo; para o solo argiloso, o aumento de doses de P pode resultar em maior disponibilidade de S, pelo fato de o P apresentar maior energia de ligação e deslocar, mais facilmente, o S adsorvido ao solo.

Cravo et al. (1985), estudando o efeito da interação P × S sobre a produção de matéria seca de soja e sobre os níveis críticos de P e de S no solo e na planta, observaram que, na dose elevada de P aplicada com doses baixas de S, as produções de matéria seca foram menores que quando se aplicou a dose mais elevada de S; já no solo de textura areia franca, sem calagem, com dose relativamente baixa de P e elevada de S, a produção de matéria seca tendeu a diminuir. Contudo, com o aumento da dose de P, a produção aumentou, confirmando que o P, quando aplicado em dose baixa, torna-se limitante, quando se aumenta a dose de S.

Martins & Kaminski (1997) encontraram que, no total de três cortes de capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq.), cultivado em dois solos arenosos do noroeste paranaense, as respostas em produção de matéria seca de parte aérea mostraram-se altamente dependentes da interação positiva entre as doses de P e S aplicadas nos vasos.

Kumar & Sing (1980), estudando os efeitos da interação entre S, P e Mo, em relação ao crescimento, absorção e utilização do S pela cultura da soja, verificaram efeitos sinérgicos do S com o P. Esse efeito se fez notar pelo aumento da absorção e acúmulo de P e S nas diversas partes da planta, pelo aumento do rendimento de grãos com aplicação dos dois nutrientes em conjunto e pelo aumento da utilização de S com adição de doses de P. Os efeitos podem ter ocorrido por estarem o P e o S relacionados com vários processos metabólicos na planta, tais como: a síntese de proteínas e óleos. No solo, a resposta

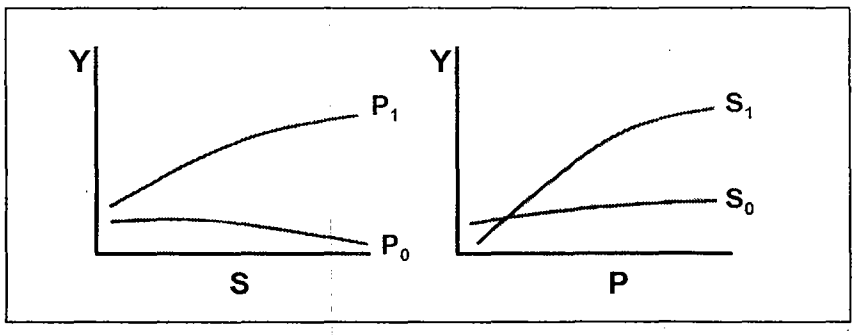


Figura 5. Representação esquemática do efeito da interação fósforo x enxofre na produção.

negativa ao S está, provavelmente, relacionada com a interação P × S × Mo e indiretamente com a nutrição nitrogenada. Neste aspecto, Gupta & Munro (1969), Jones & Ruckman (1973), Singh & Kumar (1979) e Kumar & Singh (1980) mostraram, em diversas culturas, que as concentrações de Mo no tecido e a produção decresceram à medida que aumentavam as doses de SO_4^{2-} no solo. Este efeito foi atribuído à competição direta entre íons SO_4^{2-} e MoO_4^{2-} pelos sítios de absorção das raízes, em virtude de seus tamanhos semelhantes. Entretanto, esta competição foi completamente revertida pela adição de P, provavelmente pela diminuição da adsorção do MoO_4^{2-} pelo solo.

A adição conjunta de N e S resulta, na maioria das vezes, em efeito positivo da interação N × S, em maior produção (Goh & Kee, 1978; Zink, 1984; Barney Jr. & Bush, 1986; Tamassia et al., 1999), ou melhoria, na qualidade dos produtos das culturas (Bolton et al., 1976; Byers & Bolton, 1979). Essa interação parece ocorrer primeiramente na absorção e na translocação, uma vez que a maior disponibilidade de N contribui para elevar o teor de S na parte aérea da planta (Barney Jr. & Bush, 1986; Ferreira, 1986).

Werner & Monteiro (1988) relataram que pastagens com deficiência em N apresentaram baixas respostas ao S. Conseqüentemente, alta disponibilidade de N requer aplicação de doses mais altas de S, uma vez que este nutriente é importante no metabolismo do N e na síntese de proteínas.

A importância do equilíbrio entre as concentrações de N e S no solo e na planta é refletida no crescimento e no estado nutricional do vegetal. A adição de doses mais elevadas de um desses elementos nos sistemas de produção vegetal ou animal pode levar à menor disponibilidade de outro elemento para as plantas.

Ao estudarem o crescimento da alfafa em diferentes níveis de acidez e de adição de K e de S ao solo, Rando & Silveira (1995) verificaram que a aplicação de K e S no solo corrigido (pH 6,8) proporcionou maior produção de matéria seca no 2°, 3° e 4° cortes, bem como maior produção total, por efeitos médios de K e de S e da interação K × S. Observaram também que a aplicação de K e S aumentou a concentração de N na matéria seca da parte aérea da cultura. Rodrigues (2002), estudando adição de Ca, N e S para recuperação de *Brachiaria decumbens* cultivada em solo proveniente de pastagem degradada, evidenciou interação positiva entre N × S sobre a produção de matéria seca da parte aérea das plantas, no primeiro e no segundo corte. Quanto ao perfilhamento da forrageira, no segundo corte, houve interação significativa positiva entre as doses de S, N e calcário.

Exigências e Respostas das Culturas

As exigências de S pelas culturas variam muito de acordo com a espécie e com a produtividade esperada. As espécies mais exigentes pertencem às famílias das crucíferas (p. ex. colza e repolho) e liliáceas (alho, cebola), com demandas médias de 70 a 80 kg ha^{-1} de S. As leguminosas, cereais e forrageiras apresentam menores requerimentos, podendo variar, em média, de 40 a 50 kg ha^{-1} de S, para as primeiras, e de 15 a 30 kg ha^{-1} de S, para as duas últimas.

Os requerimentos de P e de S na maioria das culturas são semelhantes, observando-se, em várias culturas de interesse comercial, ser a demanda por S maior que por P, por

exemplo: banana, batatinha, café, cana-de-açúcar, laranja, maçã, seringueira, tomate, videira. O café e o eucalipto requerem doses maiores de S do que a soja. Portanto, nessas culturas, a disponibilidade de S deve ser preocupação desde o plantio das lavouras, dependendo da "riqueza" deste nutriente no solo.

Em relação à qualidade da produção, o S é fundamental dentro de um programa racional de adubação, devendo-se contemplar o nutriente em quantidades e proporções adequadas com os outros (Martin-Prevel, 1989).

Em geral, as leguminosas exigem maiores quantidades de S do que as gramíneas, em razão dos seus teores mais elevados de proteínas. Porém, em alguns casos, pode ocorrer resposta à adubação sulfatada por gramíneas, com doses semelhantes ou mesmo superiores às utilizadas em leguminosas, em razão da grande produção de matéria vegetal, associada à baixa disponibilidade desse nutriente no solo.

Em solo arenoso do Rio Grande do Norte, Medeiros et al. (1999) verificaram ausência de resposta de algodoeiro irrigado, sob pivô central, à aplicação de S, mesmo quando associado com adubação nitrogenada.

Na cultura da soja, Sfredo et al. (2003) constataram respostas à aplicação de 25 a 50 kg ha^{-1} e 75 a 100 kg ha^{-1} de S, na forma de S elementar, em solos argilosos do Paraná (Ponta Grossa e Londrina) e do Cerrado (Sambaíba, MA, e Rondonópolis, MT), respectivamente.

Na cultura do trigo, tem-se mostrado que o suprimento de S tem efeitos não somente na produção de grãos, mas também no teor e proporções de determinados tipos de aminoácidos que compõem o glúten na farinha, que refletem em suas propriedades tecnológicas, e, conseqüentemente, na sua qualidade de panificação (Luo et al., 2000; Wieser et al., 2004 e Flaete et al., 2005). Ao estudar o crescimento radicular e a produção de trigo por efeito das modificações químicas pela aplicação de gesso, em Latossolo Vermelho distrófico textura argilosa, de Ponta Grossa, PR, Caires et al. (2002) observaram resposta positiva desta cultura, sendo a máxima produção de grãos obtida com a dose de 8,2 t ha^{-1} de gesso.

Martins & Kaminski (1997) verificaram no total de três cortes de capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq.), cultivado em dois solos arenosos do noroeste paranaense, que as máximas produtividades foram obtidas com doses variando de 224 a 233 mg kg^{-1} de P e de 97 a 103 mg kg^{-1} de S.

Respostas semelhantes a S foram observadas para alfafa (Moreira et al., 1997) e trevo branco (Moreira et al., 1998), em um Latossolo Vermelho, de Lavras, MG. Na média de seis cortes de alfafa e três de trevo branco, esses autores notaram que as maiores produções destas leguminosas forrageiras foram obtidas com a aplicação de 100 mg dm^{-3} de S, tratamento no qual o teor foliar era de 1,50 e 1,85 g kg^{-1} de S, respectivamente.

Avaliando o crescimento de *Brachiaria decumbens* Stapf, cultivada em solução nutritiva, Santos & Monteiro (1999) constataram resposta quadrática para a produção de matéria seca de parte aérea, quando se aplicaram, em solução nutritiva, doses crescentes de S. Nesse trabalho, a máxima produção de matéria seca foi obtida com uma dose maior no primeiro corte (78 mg L^{-1} de S) do que no segundo (62 mg L^{-1} de S). Porém, o potencial de produção verificado no primeiro período de crescimento representou apenas 40 % do obtido no segundo corte.

Furtini Neto et al. (2000) também constataram requerimento diferencial de S em três cultivares de feijoeiro, cultivados em Latossolo Vermelho-Amarelo, textura média, de Itumirim, MG. Apesar da semelhança na produção de matéria seca de parte aérea, as produções máximas foram obtidas em doses variando de 70 a 90 mg kg^{-1} de S, como resultado de diferenças na eficiência de utilização do nutriente.

Os nutrientes podem afetar a qualidade dos produtos tanto direta, quando influenciam a qualidade de proteínas e açúcares, como indiretamente, quando interferem em outros fatores que atuam sobre os atributos de qualidade (Prete, 1992).

O S participa de importantes compostos e de substâncias que conferem qualidade aos produtos, além de atuar em importantes processos do metabolismo de proteínas e em reações enzimáticas: (1) síntese de três aminoácidos essenciais (cistina, cisteína e metionina), que são a base das proteínas e que perfazem mais de 90 % do S contido na planta; (2) ativação de enzimas proteolíticas (papainase); (3) síntese de vitaminas (biotina, tiamina, vitamina B1 e glutamina); (4) formação de lipídios glicosídios (óleo de alho, cebola e de mostarda); (5) formação de ligações dissulfídricas, que conferem resistência ao frio; (6) síntese da clorofila e formação da ferredoxina, que funciona como transportador de elétrons na fotossíntese, e (7) fixação simbiótica de N e ativação das enzimas ATP-sulfurilase e APS-sulfotransferase envolvidas no metabolismo de S na planta (Marschner, 1995).

Em abacaxi, o S é responsável pelo equilíbrio entre a acidez e os teores de açúcares nos frutos e, em condições de deficiência, afeta as propriedades organolépticas e reduz o tamanho dos frutos, que passam a amadurecer do ápice para a base (Carvalho et al., 1994). O sabor doce desejável no café é conseqüência de açúcares nos grãos após a torração, os quais, juntamente com os aminoácidos sulfurados, são responsáveis pela cor caramelo desejável (Silva, 1998). A carência de S em coqueiro resulta em frutos pequenos e copra com consistência quebradiça, pouco adequada para a industrialização, com teor de óleo reduzido e rica em ácidos graxos insaturados (Zehler et al., 1986).

A adubação potássica na forma de SO_4^{2-} proporciona melhoria dos atributos de qualidade em culturas importantes, mesmo que tolerem o Cl^-, como soja, abacaxi, batata, fumo, chá, uva, citros e café (Martin-Prevel, 1989; Silva, 1998).

Em iguais concentrações, o KCl produz íons osmoticamente mais ativos do que o K_2SO_4. Como o Cl^- fica ionizado, ele fica sempre osmoticamente ativo, sendo, portanto, responsável pelo rápido ajustamento do plasma celular (Marschner, 1995). Embora tanto o Cl^- quanto o SO_4^{2-} sejam íons coloidalmente ativos que regulam o teor de água da planta, o Cl^-, mais fortemente hidratado, tem maior efeito na intumescência do que o SO_4^{2-}, sendo, portanto, mais eficiente na redução da transpiração e no aumento da absorção de água (Zehler et al., 1986). Por outro lado, o SO_4^{2-} favorece, enquanto o Cl^- reduz a atividade de enzimas anaeróbias (carbohidrases), de tal maneira que o SO_4^{2-}, em comparação com o Cl^-, favorece o acúmulo de carboidratos altamente polimerizados (amido) e outros componentes nitrogenados (proteínas) (Zehler et al., 1986; Mengel & Kirkby, 1987; Lester et al., 2005). No abacaxi, O KCl é importante do ponto de vista de assegurar o fornecimento de K, mas a injúria causada pelo Cl pode causar decréscimo do tamanho do fruto, dos teores de açúcares e amido e aumento da acidez (Malézieux & Bartholomew, 2003). Assim, o K_2SO_4 deverá ser preferido, pois confere frutos de maior tamanho e de melhor sabor (Teisson, 1979).

Em citros, a dose do fertilizante potássico é mais importante para o rendimento e qualidade do que o tipo de ânion, embora não se possa desconsiderar a possibilidade de injúrias causadas pelos sais, sendo, dessa forma, o SO_4^{2-} mais indicado que o Cl^-. O desbalanço de cátions e de ânions é mais prejudicial na presença de Cl^- do que de SO_4^{2-}, e resulta em perturbação no funcionamento dos cloroplastos e protoplastos (Zehler et al., 1986; Marschner, 1995).

A videira é moderadamente tolerante à salinidade e ao Cl^- e não apresenta, em geral, sintomas visíveis de deficiência de S. No entanto, o K_2SO_4 proporciona melhores resultados na produção, no teor de açúcares, acidez, coloração e teor de taninos, embora a nutrição mineral dessa cultura seja supostamente mais equilibrada, quando são utilizados cloreto e sulfato de potássio juntos (Zehler et al., 1986).

ADUBAÇÃO COM ENXOFRE

Disponibilidade de Enxofre

A quantidade de S disponível às plantas é resultante da inter-relação dos fatores intensidade (I) quantidade (Q) e capacidade tampão (CT) e depende do equilíbrio entre as reservas lábeis e não-lábeis e, conseqüentemente, da dinâmica dessas formas no solo. Esse equilíbrio, ou seja, a direção da passagem em sentido a uma ou a outra reserva (lábil para não-lábil, ou *vice-versa*) pode ser influenciado pela concentração inicial do SO_4^{2-} na solução do solo e pelo tempo de contato desse íon da solução com a fase sólida do solo.Também pode ser influenciado pelas características químicas, físicas, físico-químicas e mineralógicas dos solos.

Diversos métodos e extratores têm sido sugeridos para quantificar as formas de S disponível do solo.

Reisenauer (1975) classificou os extratores mais utilizados em três grupos, de acordo com as formas de S removidas, como: (1) os que removem o S na forma de SO_4^{2-} prontamente solúvel; (2) os que removem o SO_4^{2-} solúvel e parte do adsorvido, e (3) os que removem o SO_4^{2-} prontamente solúvel, o adsorvido e parte do S-orgânico. No entanto, a utilização desses extratores apresenta algumas limitações relacionadas com a sensibilidade do extrator à capacidade tampão do SO_4^{2-} (CTS).

O S-orgânico normalmente é estimado pela diferença entre o S do solo e o SO_4^{2-} solúvel extraído com NH_4OAc 0,5 mol L^{-1} e HOAc 0,25 mol L^{-1}. Essa diferença é denominada S de reserva (Bardsley & Lancaster, 1960). Alvarez V. et al. (1983) verificaram que o S de reserva de solos do Cerrado forneceu, para a maioria deles, valores mais elevados que os obtidos pela determinação da CMAS, indicando que o S de reserva caracteriza, ao mesmo tempo, formas lábeis e não-lábeis, estando, possivelmente as não-lábeis em formas orgânicas estáveis e, assim, pouco disponíveis para as plantas.

A contribuição dessas formas orgânicas para o S disponível às plantas é muito questionada na literatura. Autores verificaram baixa taxa de mineralização de S-orgânico,

variando de 0,6 a 1,3 % do S total. Por outro lado, N'dayegamiye et al. (1994) encontraram que o S-total mineralizável variou de 9,8 a 115 mg kg^{-1}, correspondendo, em média, a 30,5 % do S-total durante um período de 55 semanas de incubação. É importante destacar que a velocidade de mineralização de S é dependente dos fatores ambientais, como umidade, aeração, temperatura (Zhou et al., 2005), das condições de manejo, como sistema de cultivo e de adubação (Knights et al., 2001), e das características do solo, como o pH (Tabatabai & Al-Khafaji, 1980).

Conforme verificado para o P (Novais, 1977), é provável que as variações nos teores de S obtidos com diferentes extratores químicos decorram de suas composições, que ocasionariam uma extração diferencial das várias formas de S no solo. Essas diferenças poderiam causar maior ou menor sensibilidade do extrator à CTS, conforme se admite para P (Bahia Filho, 1982; Muniz,1983).

Por outro lado, a determinação apenas do teor do S disponível no solo pouco significa com relação à sua disponibilidade para as plantas, quando não se dá informações sobre a CTS. A CTS correlaciona-se estreitamente com o teor de argila, equivalente de umidade, S remanescente, P remanescente e capacidade máxima de adsorção de sulfato (Fontes, 1979; Accioly et al., 1985). Alvarez V. (1988) encontrou evidências de que se consegue melhor capacidade preditiva da disponibilidade de S em solo, quando se determinam níveis críticos variáveis com a CTS.

Critérios de Recomendação

Análise de Solos

Diferentes métodos de extração de S do solo são adotados no Brasil, associados a distintos níveis críticos ou faixas de suficiência, dependendo das formas do elemento avaliadas, da profundidade de amostragem recomendada e da espécie vegetal e das características físico-químicas dos solos com os quais foi realizado o trabalho de correlação e calibração dos métodos de análise do S disponível.

Em algumas regiões do País, menos providas de uma rede de laboratórios de análise de solos, muitos agricultores e profissionais da assistência técnica encaminham as amostras de terra para serem analisadas em outros Estados. Embora possa parecer evidente que a recomendação adequada de S requeira uma correta interpretação da análise do solo, tem-se verificado, com freqüência desconcertante, equívocos relacionados principalmente com falta de atenção quanto à forma de coleta da amostra e com o método analítico adotado.

Em geral, a quantidade requerida de S pelas plantas aproxima-se da exigência nutricional em P, podendo até superá-la, em algumas culturas; entretanto, na adubação com P e com S, para se obter uma adequada disponibilidade dos nutrientes para as plantas, devem-se aplicar doses maiores de P do que de S, especialmente em solos argilosos, pois estes tendem a apresentar maior capacidade de adsorção de P do que de S.

Dada a movimentação do S para as camadas sub-superficiais, a amostragem de solos, para fins de avaliação da disponibilidade de $S\text{-}SO_4^{2-}$, deve ser também feita nas

camadas de 20–40 ou 30–60 cm. A determinação da disponibilidade de S normalmente é feita por extração com fosfato monocálcico, em água (Fox et al., 1964) ou em ácido acético (Hoeft et al., 1973); com este último, os resultados são influenciados pela CTS dos solos. Assim, a interpretação do teor de S disponível, para culturas de ciclo curto, é feita de acordo com as classes de fertilidade (Quadro 7) estabelecidas de acordo com a concentração de P remanescente (Alvarez V. et al., 1999b).

Destaca-se, ainda, que, apesar de muitos laboratórios usarem o fosfato monocálcico como extrator, não há padronização para os procedimentos de extração e determinação de S-SO_4^{2-}, o que pode levar a um equívoco na interpretação dos resultados analíticos. Para o Estado de Minas Gerais, tem-se adotado a extração do S solúvel e de frações de S adsorvido e de formas orgânicas, por meio de fosfato monocálcico [$Ca(H_2PO_4)_2$, 500 mg L^{-1} de P] em ácido acético (HOAc 2 mol L^{-1}), dada a melhor capacidade preditiva da disponibilidade deste nutriente no solo (Alvarez V. et al., 2001). Esses autores indicam a dosagem do SO_4^{2-} por turbidimetria, pelo fato de o método apresentar boa repetitividade e reprodutividade, além de demandar equipamentos baratos. No método da turbidimetria, o SO_4^{2-} é precipitado na forma de $BaSO_4$ e mantido em suspensão, cuja densidade ótica (turbidez) é medida em espectrôfometro UV-Visível. É necessário especial cuidado para que os extratos sejam cristalinos e incolores, razão pela qual se recomenda o uso de carvão ativado e filtragem em papel de filtração lenta tipo Whatman 42 (Alvarez V., 1988).

Em estudo em que foram aplicados até 2.577 kg ha^{-1} de gesso, em diferentes combinações com doses de calcário, adicionados em dois anos, em um Latossolo Vermelho-Amarelo de Patrocínio, MG, Alvarez V. & Baldotto (2003) verificaram que a taxa de recuperação de S em função das doses adicionadas, usando-se o extrator $Ca(H_2PO_4)_2$, 500 mg L^{-1} de P, em HOAc 2 mol L^{-1}, foi de 21,8 e 17,5 %, respectivamente, nas camadas de 0–20 e 20–40 cm de profundidade.

Quadro 7. Classes de interpretação da disponibilidade de enxofre[1] no solo de acordo com o valor de fósforo remanescente (P-rem)

P-rem	Classificação				
	Muito baixo	Baixo	Médio[2]	Bom	Muito bom
mg L^{-1}	mg dm^{-3}				
0 - 4	≤ 1,7	1,8 - 2,5	2,6 - 3,6	3,7 - 5,4	≥ 5,4
4 - 10	≤ 2,4	2,5 - 3,6	3,7 - 5,0	5,1 - 7,5	≥ 7,5
10 - 19	≤ 3,3	3,4 - 5,0	5,1 - 6,9	7,0 - 10,3	≥ 10,3
19 - 30	≤ 4,6	4,7 - 6,9	7,0 - 9,4	9,5 - 14,2	≥ 14,2
30 - 44	≤ 6,4	6,5 - 9,4	9,5 - 13,0	13,1 - 19,6	≥ 19,6
44 - 60	≤ 8,9	9,0 - 13,0	13,1 - 18,0	18,1 - 27,0	≥ 27,0

[1]Método Hoeft et al., 1973, descrito por Alvarez V. et al. (2001), [$Ca(H_2PO_4)_2$, 500 mg L^{-1} de P, em HOAc 2 mol L^{-1}] tempo de agitação 45 min na relação solo extrator 1:2,5 v:v. [2]Os limites superiores desta classe indicam os níveis críticos de acordo com o valor de P-rem.
Fonte: Alvarez V. et al. (1999b).

Para a fase de implantação de culturas perenes, é necessário que a fertilidade do solo no lugar do transplantio ou semeadura seja maior. Assim, os teores de nutrientes devem ser maiores do que aqueles já citados (Quadro 7) em pelo menos três vezes. Por outro lado, a fertilidade média para manutenção de povoamentos florestais deve ser 0,6 vez aqueles valores; para outras culturas perenes, 0,8 vez e, para hortaliças, duas vezes (Alvarez V. et al., 1999b).

No Estado de São Paulo, Vitti (1989) descreve a determinação de formas solúveis de S e de frações do S-SO_4^{2-} fracamente adsorvidas, por meio da extração com solução de NH_4OAc 0,5 mol L^{-1} em HOAc 0,25 mol L^{-1} (Bardsley & Lancaster, 1960) ou com $Ca(H_2PO_4)_2$, 500 mg L^{-1} de P, em HOAc 2 mol L^{-1}. Posteriormente, definiu-se como método oficial desse Estado (Raij et al., 2001) a extração do S disponível com solução de $Ca(H_2PO_4)_2$ 0,01 mol L^{-1} e determinação por turbidimetria com adição de $BaCl_2.2H_2O$, passado em peneira de 20 e retido na peneira de 60 mesh, após adição de solução de "sementes" de SO_4^{2-} (HCl 6 mol L^{-1} contendo 20 mg L^{-1} de S-SO_4^{2-}). As classes de disponibilidade de S na camada arável foram definidas de acordo com estes extratores (Quadro 8).

Especificamente para a cultura do trigo, Caires et al. (2002) indicam um nível crítico de 25,8 mg dm^{-3} de S, extraído por NH_4OAc 0,5 mol L^{-1} em HOAc 0,25 mol L^{-1}, para a camada de 0–20 cm de profundidade, correspondente a 90 % da produção relativa de grãos obtida em ensaio realizado em um Latossolo Vermelho distrófico textura argilosa, de Ponta Grossa, PR.

Para solos do Cerrado, Rein & Sousa (2004) sugerem o uso do $Ca(H_2PO_4)_2$ 0,01 mol L^{-1} como solução extratora e estabelecem três classes de disponibilidade de S (Quadro 8), com base na média aritmética dos teores de S nas camadas superficiais (0–20 cm) e subsuperficial (20–40 cm). Usando este mesmo extrator, Sfredo et al. (2003), citados em Tecnologias... (2004), indicam, para o cultivo de soja, faixas de teores de S distintos (Quadro 8) para as profundidades de 0–20 e 20–40 cm, e para classes texturais (solos com teor de argila superior ou inferior a 40 %).

Nos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, preconiza-se a extração de S com solução de $Ca(H_2PO_4)_2$, 500 mg L^{-1} de P (CFS-RS/SC, 1994). De acordo com Alvarez V. et al. (2001), este extrator apresenta menor capacidade de extração do que o fosfato monocálcico em ácido acético (Quadro 8), pela ausência do ânion acetato. Assim, por meio deste método, avaliam-se o S prontamente solúvel e parte do S-SO_4^{2-} adsorvido, mas não se determina a contribuição do S-orgânico. Destaca-se, ainda, que a faixa de teor de S considerado médio pela CFS-RS/SC (1994), deve alterar-se de 2,0 para 10,0 mg dm^{-3}, no caso de leguminosas e culturas mais exigentes em S, como Brássicas e Liliáceas.

O método de extração pela resina é considerado promissor para a avaliação do S disponível e consiste na agitação, por 16 h, de 5 cm^3 de terra, 2,5 cm^3 de resina trocadora de íons e extração com 25 mL de NH_4Cl 0,8 mol L^{-1} em HCl 0,2 mol L^{-1}. De acordo com Prochnow et al. (1997), a resina extrai quantidades semelhantes às extraídas pelo NH_4OAc 0,5 mol L^{-1} em HOAc 0,25 mol L^{-1}, indicando a determinação de formas semelhantes de S-SO_4^{2-}, ou seja, S-SO_4^{2-} solúvel e o fracamente adsorvido, além de pequena parte do S- orgânico. Estes autores ressaltam, no entanto, a necessidade de novos estudos

Quadro 8. Interpretação dos resultados de enxofre disponível do solo

Extrator	Disponibilidade de S				Fonte
	Muito baixa	Baixa	Média	Alta	
	mg dm^{-3}				
NH_4Oac 0,5 mol L^{-1} em HOAc 0,25 mol L^{-1}	≤ 5,0	5,1 a 10,0	10,1 a 15,0	> 15	(1)
NH_4OAc 0,5 mol L^{-1} em HOAc 0,25 mol L^{-1}	-	< 25,8	25,8	> 25,8	(2)
$Ca(H_2PO_4)_2$ 0,01 mol L^{-1}	≤ 2,5	2,6 a 5,0	5,1 a 10,0	> 10,0	(1)
$Ca(H_2PO_4)_2$ 0,01 mol L^{-1}	-	≤ 4,0	5,0 a 10,0	> 10,0	(3)
$Ca(H_2PO_4)_2$ 0,01 mol L^{-1}	-	≤ 4	5 a 9	≥ 10	(4)
$Ca(H_2PO_4)_2$ 0,01 mol L^{-1}	-	< 5	5,0 a 10,0	> 10,0	(5a)
$Ca(H_2PO_4)_2$ 0,01 mol L^{-1}	-	< 20	20 a 35	> 35	(5b)
$Ca(H_2PO_4)_2$ 0,01 mol L^{-1}	-	< 2,0	2,0 a 3,0	> 3,0	(5c)
$Ca(H_2PO_4)_2$ 0,01 mol L^{-1}	-	< 6,0	6,0 a 9,0	> 9,0	(5d)
$Ca(H_2PO_4)_2$, 500 mg L^{-1} de P	-	< 2,0	2,0 a 5,0	> 5,0	(6)

(1) Vitti (1989); Vitti (1989) estabelece as faixas de teores para as classes: muito baixa, baixa, médio e adequada. (2) Caires et al. (2002). (3) Raij et al. (1996). (4) Rein & Sousa (2004). (5 a,b,c,d) Tecnologias... (2004), em que [a] e [b] indicam, respectivamente, faixas de teores de S nas profundidades de 0 a 20 e 20 a 40 cm, em solos com > 40 % de argila, e [c] e [d] indicam, respectivamente, faixas de teores de S nas profundidades de 0 a 20 e 20 a 40 cm, em solos com ≤40 % de argila. (6) CFS-RS/SC (1994).

para viabilizar a adoção deste método em análises de rotina, tendo em vista que ele, quando usado na extração simultânea de P, K, Ca, Mg e K, leva à obtenção de quantidades aproximadamente 50 % inferiores às extraídas pelo método original da resina.

Diagnose Visual e Foliar

A diagnose visual é embasada na presença de anormalidades visíveis em órgãos da planta, normalmente nas folhas, típicas da falta ou excesso de um nutriente. A associação entre a manifestação de sintomas característicos e o estado nutricional da planta é o resultado de alterações moleculares, relacionadas com a formação de compostos orgânicos e, ou, com os processos de ativação enzimática. Assim, a constatação de sintomas típicos relacionados com a carência de S torna-se um critério auxiliar na definição da necessidade de adubação com este nutriente, principalmente quando associado ao histórico da área.

Os sintomas visuais de deficiência de S são semelhantes àqueles relacionados com a carência de N, diferenciando-se, porém, pelo fato de ocorrerem primeiro nas folhas novas. Em geral, a falta de S leva à coloração verde-clara das folhas novas, incluindo as nervuras. Em cafeeiro, é relatada, ainda, a presença de caule quebradiço, lenhoso, com

crescimento paralisado; frutos descorados e fracamente esverdeados, com amadurecimento tardio, e encurtamento de internódios e desfolhamento (Nogueira et al., 2001). Em leguminosas, a carência de S resulta em menor nodulação das raízes. Algumas espécies vegetais manifestam, ainda, a deficiência de S na forma de folhas pequenas, enrolamento das margens e redução no florescimento (Malavolta et al., 1997).

A deficiência em S ocorre, de forma mais freqüente, em solos arenosos e com baixos teores de matéria orgânica, principalmente em culturas mais exigentes neste nutriente, como as leguminosas, oleaginosas e as crucíferas. Contudo, o uso continuado de fórmulas concentradas de adubos, associado ao cultivo intenso e com alto potencial produtivo, pode resultar em respostas das culturas à aplicação de S, mesmo em solos muito argilosos, no sistema plantio direto.

No entanto, de forma bastante freqüente, a identificação da deficiência de S pode ser dificultada pela presença de sintomas semelhantes a de outros nutrientes e, ou pela ocorrência de carências múltiplas. Em milho, por exemplo, a falta de S resulta em clorose internerval de folhas novas, que pode levar ao confundimento com a carência de Mn ou Fe (Rein & Sousa, 2004).

Além disto, os sintomas de deficiência de S também podem ocorrer em folhas jovens, em condições de adequado suprimento de N, uma vez que a extensão da remobilização do S das folhas maduras depende, sobretudo, do grau de senescência foliar induzida pela falta de N (Robson & Pitman, 1983).

A diagnose foliar, que, em síntese, assemelha-se à análise do solo usando a planta como solução extratora, é uma ferramenta importante na detecção de problemas relacionados com carências, excessos ou desequilíbrios nutricionais. Os resultados da análise química de amostras de folhas, quando adequadamente interpretados, permitem complementar as informações obtidas pela diagnose visual e análise de solo, o que resulta em maior segurança na recomendação de adubação da cultura.

Para a determinação do teor de S total, Alvarez V. et al. (2001) recomendam a digestão nítrico-perclórica, seguida de dosagem por turbidimetria com adição de sementes de S. Em condições de disponibilidade de espectrômetro de emissão ótica em plasma induzido (ICP-OES), a determinação de S pode ser feita simultaneamente com os demais nutrientes, conforme Kurihara et al. (2003).

A interpretação dos resultados da análise foliar é feita pela comparação dos valores encontrados na amostra, colhida de acordo com técnicas bem padronizadas (Quadro 9), com níveis críticos ou normas estabelecidas para cada cultura. As comparações podem ser realizadas, considerando os teores de nutrientes individualmente (Quadro 9), ou, então, as relações de equilíbrio existentes entre eles. Neste último caso, o diagnóstico do estado nutricional das plantas pode ser efetuado por métodos que consideram as relações existentes entre os nutrientes, como o Sistema Integrado de Diagnose e Recomendação (DRIS) ou a Diagnose da Composição Nutricional (CND).

Ressalta-se que a faixa de teores foliares considerada adequada para uma espécie vegetal pode variar de acordo com vários fatores, a saber: a época e o procedimento de coleta de amostras, o potencial produtivo da lavoura e a eficiência varietal. No quadro 9, constatam-se diferenças em relação à recomendação de parte da planta e, ou, estádio de

crescimento para a coleta de amostras de uma mesma cultura, com implicações na diagnose do estado nutricional. Por outro lado, verifica-se que, para algumas culturas, há uma pequena variação na descrição da amostragem, associada à mesma faixa de teores, como no caso do cafeeiro, ou a valores bastante discrepantes, como no caso do algodoeiro. Assim, fica evidente a necessidade de que a interpretação da análise foliar seja realizada de forma criteriosa, em consonância com o tipo de amostragem efetuado com os novos estudos para a calibração de faixas de suficiência.

Quadro 9. Teores foliares de enxofre considerados adequados (faixa de suficiência) para algumas culturas e procedimento de amostragem para diagnose do estado nutricional

Cultura	Teor	Fonte	Parte da planta amostrada e época de coleta
	$g\ kg^{-1}$		
Algodão	4,0 a 8,0	(1)	Limbo da 5ª folha a partir do ápice da haste principal, no florescimento
	4,0	(2)	Limbo de folhas adjacentes às "maçãs", no início do florescimento
	2,0 a 3,0	(3)	5ª folha completamente aberta, a partir do ápice, no florescimento
Arroz	1,4 a 3,0	(1)	Folha bandeira, coletada no início do florescimento
	1,5 a 2,0	(2)	Folha Y (posição ocupada em relação à folha mais nova desenrolada acima), no meio do perfilhamento
	4,9 a 7,0	(3)	Folhas recém-maduras, na maturidade
	2,0 a 6,0	(4)	Folha bandeira, no perfilhamento
Café	1,5 a 2,0	(1)	3° par de folhas a partir do ápice dos ramos frutíferos da altura média da planta, no início do verão
	1,5 a 2,0	(2)	3° e 4° par de folhas a partir da ponta, ramos a meia-altura e produtivos, no período de primavera-verão
	1,5 a 2,0	(3)	3° e 4° par de folhas, a partir do ápice de ramos produtivos, em altura mediana na planta, no estádio de chumbinho
Cana-de-açúcar	1,5 a 3,0	(1)	2,0 cm central da folha mais alta, com colarinho visível, excluída a nervura central, durante a fase de maior desenvolvimento vegetativo
	1,3 a 2,8	(2)	Folha +3, sendo a folha +1 a primeira com lígula (região de inserção da bainha no colmo), no terço mediano, excluída a nervura principal, quatro meses após a brotação
	2,5 a 3,0	(3)	Folha +3, aos quatro a cinco meses de idade
Eucalipto	1,5 a 2,0	(1)	Folha recém-madura, em cada ponto cardeal do terço superior da copa, no fim do inverno
	1,5 a 2,0	(2) e (3)	Folha recém-madura, em ramos primários, no período verão-outono
Feijoeiro	2,0 a 3,0	(1)	Todas as folhas, no florescimento
	5,0 a 10,0	(2)	Primeira folha amadurecida a partir da ponta do ramo, no início da floração
	1,5 a 2,0	(3)	Folhas do terço mediano, no florescimento
Girassol	1,5 a 2,0	(1)	5ª e 6ª folha abaixo do capítulo, no florescimento
	5,0 a 7,0	(2) e (3)	Folhas do terço superior, no início do florescimento

Continua...

Quadro 9. Continuação

Cultura	Teor	Fonte	Parte da planta amostrada e época de coleta
Gramíneas forrageiras	g kg^{-1}		
Andropogon	0,8 a 2,5	(1)	Brotação nova e folhas verdes, coletadas entre novembro a fevereiro
B. brizantha	0,8 a 2,5	(1)	Brotação nova e folhas verdes, coletadas entre novembro a fevereiro
B. decumbens	0,8 a 2,5	(1)	Brotação nova e folhas verdes, coletadas entre novembro a fevereiro
Colonião	1,1 a 1,5	(2) e (3)	Folhas recém-maduras ou toda a parte aérea, coletadas no período de primavera-verão
Coast-cross	1,0 a 3,0	(1)	Brotação nova e folhas verdes, coletadas entre novembro a fevereiro
Jaraguá	1,3 a 1,8	(2) e (3)	Folhas recém-maduras ou toda a parte aérea, coletadas no período de primavera-verão
Napier	7,0	(2) e (3)	Folhas recém-maduras ou toda a parte aérea, coletadas no período de primavera-verão
Tifton	1,5 a 3,0	(1)	Brotação nova e folhas verdes, coletadas entre novembro a fevereiro
Mandioca	3,0 a 4,0	(1)	Limbo de folhas mais jovens totalmente expandidas, 3 a 4 meses após o plantio
	2,6 a 3,0	(2) e (3)	1ª folha recém-madura, aos 3 e 4 meses de idade
Milho	1,5 a 3,0	(1)	Terço central da folha da base da espiga, na fase de pendoamento
	1,5 a 2,0	(2)	Folha oposta e abaixo da espiga, no aparecimento da inflorescência feminina (cabelo)
	1,0 a 2,0	(3)	Terço basal da folha +4 sem a nervura central, 60 dias após o plantio
Soja	2,1 a 4,0	(1)	3° trifólio com pecíolo, no florescimento
	2,5	(2)	Primeira folha amadurecida a partir da ponta do ramo, pecíolo excluído, no fim do florescimento
	2,5	(3)	3° trifólio a partir do ápice na haste principal, com pecíolo, no florescimento
	2,1 a 4,0	(5)	3° e,ou, 4° trifólio sem pecíolo, a partir do ápice, no início da floração
	2,0 a 3,1	(5)	3° e,ou, 4° trifólio com pecíolo, a partir do ápice, no estádio de florescimento pleno
Sorgo	1,5 a 3,0	(1)	4ª folha com a bainha visível, a partir do ápice, no estádio de florescimento pleno
	0,8 a 1,0	(2)	Folha mediana, no início do perfilhamento
	1,6 a 6,0	(3)	Folha mediana, no emborrachamento
Trigo	1,5 a 3,0	(1)	Folha bandeira, no início do florescimento
	4,0	(2) e (3)	1ª a 4ª folha a contar da ponta, no início do florescimento

Fonte: [1] Raij et al. (1996). [2] Malavolta et al. (1997). [3] Martinez et al. (1999). [4] Fageria (1999). [5] Tecnologias (2004).

Nos ensaios de calibração, são aplicandas doses crescentes do nutriente em estudo, enquanto os demais nutrientes e fatores de produção são supridos em quantidades adequadas (variáveis controladas mantidas constantes). Como alternativas a estes

ensaios, utilizam-se bancos de dados provenientes de amostragens realizadas em talhões de fazendas, onde são avaliados, dentre outras variáveis, os teores de nutrientes nas folhas e o rendimento da cultura, com as quais são feitas abordagens distintas com vistas em estimar valores de referência associados a determinado potencial produtivo e, ou, condição de equilíbrio nutricional. Oliveira & Sousa (1993), Oliveira & Cassol (1995), Wadt et al. (1998), Oliveira (1999) e Kurihara et al. (2004) estimaram valores de referência por meio do relacionamento do teor foliar com o respectivo índice DRIS para o nutriente. Este procedimento é embasado no fato de que o teor ótimo foliar corresponde ao valor do índice DRIS que representa o equilíbrio nutricional, ou seja, zero, e a faixa ótima corresponde a uma amplitude de desvios-padrão definida em torno deste valor ideal. A partir de resultados obtidos por Kurihara et al. (2004), foram adotadas para a Região Central do Brasil faixas de suficiência de nutrientes diferenciadas para amostras de folhas de soja com e sem pecíolo (Tecnologias... 2004).

Fontes Minerais de Enxofre

Enxofre Elementar

É obtido a partir de minérios sedimentares ou jazidas naturais de origem vulcânica, ou, então, pela recuperação do S de gás natural e dos gases de refinarias. Pode apresentar entre 80 e 100 % de S e é usado como matéria-prima para a fabricação de ácido sulfúrico. No solo, o S elementar é transformado em S-SO_4^{2-} por oxidação microbiana, com a produção de dois mols de H^+ para cada mol de S^0 oxidado, conforme a reação abaixo (Vale et al., 1995):

$$S^0 + CO_2 + 1/2\ O_2 + 2\ H_2O \rightarrow [CH_2O] + SO_4^{2-} + 2H^+ \qquad (9)$$

De acordo com Vale et al. (1995), a cada 100 kg de S aplicado, usando-se esta fonte, o potencial teórico de acidificação do solo é equivalente à necessidade de cerca de 625 kg de $CaCO_3$ (ou de calcário com PRNT = 100 %) para corrigi-la. Horowitz & Meurer (2003) aplicaram doses crescentes de S elementar até 12 g kg^{-1}, em amostras de um Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico, de Pindorama, SP, e verificaram incrementos expressivos no teor de S-SO_4^{2-} no solo, no período de 22 a 54 d de incubação. Aos 70 d de incubação, estes autores constataram redução no pH do solo de 2,8 unidades em relação ao valor original (de 6,1 para 3,3), quando se aplicaram doses superiores a 3 g kg^{-1} de S elementar. Em outros solos mais ou menos tamponados, as alterações serão diferentes.

Gesso Agrícola

É um subproduto da fabricação de ácido fosfórico, utilizado na produção de fosfatos solúveis concentrados. Apresenta teor de água-livre entre 15 a 30 % e contém cerca de 28 % de CaO, 15 % de S, 0,7 % de P_2O_5 e 0,6 % de F. A sua solubilidade em água (2,04 g L^{-1}) é cerca de 146 vezes superior à do $CaCO_3$ (0,014 g L^{-1}). Em Goiás e em diversos Estados da região Nordeste do País, encontram-se grandes jazidas de gipsita (sulfato de cálcio diidratado, $CaSO_4.2H_2O$), com 18 % de S, porém, sem P e F como impurezas. Tanto o subproduto industrial como o extraído de jazidas mostram efeito na melhoria do ambiente radicular em profundidade, quando aplicado em quantidades adequadas, graças à sua rápida mobilidade na camada arável, resultando no aumento dos teores de Ca e

diminuição da atividade do íon Al^{3+} e de suas formas parcialmente hidrolisadas na solução do solo, nas camadas subsuperficiais. Diversos trabalhos têm mostrado que o gesso favorece o maior aprofundamento das raízes, o que permite às plantas superar veranicos e usar, com mais eficiência, os nutrientes aplicados ao solo (Alvarez V. et al., 1999a).

Sulfato de Amônio

Normalmente, é obtido pela reação da amônia com ácido sulfúrico, mas também pode ter origem como subproduto da indústria de carvão mineral e da indústria têxtil ou da reação do gesso com o carbonato de amônio. A conversão deste adubo para nitrato também gera acidez, na proporção de 2 mols de H^+ para cada mol de $N\text{-}NH_4^+$, conforme a reação abaixo (Vale et al., 1995):

$$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O \qquad (10)$$

Se toda a quantidade de amônio adicionada sofrer nitrificação, a acidez gerada por 100 kg de N, para ser neutralizada, necessita da aplicação de 535 kg de $CaCO_3$. Para fins de comparação com o S elementar, considerando ser o sulfato de amônio constituído de 20 % de N e 24 % de S, tem-se que é preciso aplicar 446 kg de $CaCO_3$ para se corrigir a acidez gerada pela aplicação de 417 kg deste adubo (ou 100 kg de S).

O sulfato de amônio é um subproduto da indústria metalúrgica ou é produzido diretamente pela reação da amônia com ácido sulfúrico:

$$2\,NH_3 + H_2SO_4 \rightarrow (NH_4)_2SO_4 \qquad (11)$$

Superfosfato Simples

É obtido a partir do tratamento da rocha fosfatada apatítica com ácido sulfúrico concentrado, sendo constituído de 16 a 22 % de P_2O_5 solúvel em citrato neutro de amônio mais o solúvel em água, 12 % de S e 20 % de CaO. Em essência, trata-se de uma mistura de fosfato monocálcico com gesso.

Sulfato de Potássio

É obtido pela reação do cloreto de potássio com ácido sulfúrico e contém cerca de 50 % de K_2O e 17 % de S. Seu uso tem sido restrito a culturas sensíveis à salinidade, tais como: abacaxi, feijão e laranja, em decorrência de seu custo elevado. Também tem sido usado em alternativa ao cloreto de potássio, em culturas em que o Cl^- implica problemas de qualidade de produtos agrícolas ou seus derivados industrializados, como no caso do fumo, café, batata e uva.

Outras Fontes

O S também pode ser fornecido, em menores quantidades, pelo uso de sulfato de magnésio (16 % de MgO e 13 % de S), sulfato de cobre (13 % de Cu e 18 % de S), sulfato ferroso (17 % Fe e 11 % S), sulfato de manganês (26 % de Mn e 15 % de S) ou sulfato de zinco (20 % de Zn e 18 % de S). Uma prática comumente utilizada por empresas formuladoras de adubos, para se adicionar S em fórmulas NPK, é por meio do uso de gesso agrícola como "enchimento" destas, completando fórmulas ou como matéria-prima na granulação.

Recomendação de Adubação com Enxofre

Em condições de detecção de deficiência de S, o fornecimento deste nutriente é mais comumente efetuado por meio da aplicação de 100 a 250 kg ha^{-1} de gesso (15 a 38 kg ha^{-1} de S) (Alvarez V. et al., 1999a).

Para solos do Cerrado, Rein & Sousa (2004) indicam que culturas anuais, perenes na fase de produção, ou pastagens adubadas anualmente, em solos de baixa e média disponibilidade de S (na camada de 0–40 cm), devem ser adubadas com 30 e 15 kg ha^{-1} de S, respectivamente; ou, então, com uma aplicação única de pelo menos 100 kg ha^{-1} de S, para suprir as culturas neste nutriente por vários anos. No plantio de culturas perenes, ou no estabelecimento de pastagens consorciadas, em solos com baixa disponibilidade do nutriente, sugere-se a aplicação de, no mínimo, 50 kg ha^{-1} de S.

A partir dos resultados de experimentos realizados por Sfredo et al. (2003) em Ponta Grossa, Londrina (PR), Sambaíba (MA) e Rondonópolis (MT), indicou-se a adubação de correção e manutenção com S, para a cultura da soja, de acordo com a profundidade de amostragem e a classe textural do solo (Quadro 10).

Quadro 10. Indicação de adubação de correção e de manutenção com enxofre, conforme as faixas de teores de enxofre no solo a duas profundidades no perfil do solo, para a cultura da soja, na região Central do Brasil

Análise de S no solo[1]						Quantidade de S por aplicar
Faixa para interpretação		Solo com > 40 % de argila		Solo com ≤ 40 % de argila		
		Profundidade (cm)				
0 a 20	20 a 40	0 a 20	20 a 40	0 a 20	20 a 40	
		mg dm^{-3}				kg ha^{-1}
Baixa	Baixa	< 5	< 20	< 2	< 6	80 + M[2]
Baixa	Média	< 5	20 a 35	< 2	6 a 9	60 + M
Baixa	Alta	< 5	> 35	< 2	> 9	40 + M
Média	Baixa	5 a 10	< 20	2 a 3	< 6	60 + M
Média	Média	5 a 10	20 a 35	2 a 3	6 a 9	40 + M
Média	Alta	5 a 10	> 35	2 a 3	> 9	M
Alta	Baixa	> 10	< 20	> 3	< 6	40 + M
Alta	Média	> 10	20 a 35	> 3	6 a 9	M
Alta	Alta	> 10	> 35	> 3	> 9	M

[1] Método: extração com $Ca(H_2PO_4)_2$ 0,01 mol L^{-1} e determinação por turbidimetria. [2] M = manutenção: 10 kg para cada 1.000 kg de produção de grãos esperada.
Fonte: Tecnologias... (2004).

XI – MICRONUTRIENTES

Cleide Aparecida de Abreu[1/], Alfredo Scheid Lopes[2/] & Gláucia Cecília Gabrielli dos Santos[1/]

[1/] Centro de Solos e Recursos Ambientais, Instituto Agronômico – IAC. CEP 13001-970 Campinas (SP). Bolsista do CNPq.
cleide@iac.sp.gov; gcgsantos@gmail.com

[2/] Departamento de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras – UFLA. Caixa Postal 37, CEP 37200-00 Lavras (MG).
ascheidl@ufla.br

Conteúdo

INTRODUÇÃO 646

DINÂMICA DOS MICRONUTRIENTES NO SOLO 647
Associação dos Micronutrientes com os Componentes do Solo 649
Micronutrientes na Solução do Solo 649
Micronutrientes Adsorvidos à Superfície Inorgânica 650
Troca Iônica 651
Adsorção Específica 651
Micronutrientes Associados à Matéria Orgânica 652
Micronutrientes Associados aos Óxidos 653
Micronutrientes nos Minerais Primários e Secundários 653
Fatores que Afetam a Disponibilidade de Micronutrientes para as Plantas 654
pH do Solo 654
Matéria Orgânica 656
Reacões de Oxirredução 658
Características dos Solos e Situações Relacionadas com a Deficiência de Micronutrientes para as Plantas 658
Boro 658
Cobre 659
Ferro 659
Manganês 659
Zinco 659
Molibdênio 660
Níquel 660

DIAGNOSE DA DEFICIÊNCIA E TOXIDEZ DE MICRONUTRIENTES 660
Análise de Solo para Avaliar a Disponibilidade de Micronutrientes às Plantas 661
Extratores de Micronutrientes 661
Água 662

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.L.F., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

Soluções Salinas 662
Reagentes Quelantes 662
Soluções Ácidas 663
Reagentes Oxidantes/Redutores 664
Soluções Extratoras - Resultados de Pesquisas do Brasil 664
Boro 665
Zinco 666
Cobre 668
Manganês 669
Ferro 671
Molibdênio 672
Classes de Interpretação dos Teores de Micronutrientes no Solo 673
Análise de Plantas para Avaliar a Disponibilidade de Micronutrientes 676
Diagnose Visual - Sintomas de Deficiência e Toxidez de Micronutrientes em Plantas 681
Histórico da Área 682
MANEJO DA ADUBAÇÃO COM MICRONUTRIENTES 682
Estratégias de Aplicação dos Micronutrientes 682
Estratégia de Segurança 683
Estratégia de Prescrição 683
Estratégia de Restituição 699
Fontes de Micronutrientes 700
Fontes Inorgânicas 701
Quelatos Sintéticos 703
Complexos Orgânicos 704
Óxidos Silicatados ("Fritas") 704
Métodos de Aplicação dos Micronutrientes 704
Via Solo 705
Misturas de Fontes de Micronutrientes com Mistura de Grânulos NPK 706
Incorporação em Misturas Granuladas e Fertilizantes Simples 708
Revestimento de Fertilizantes NPK 710
Via Adubação Fluida e Fertirrigação 711
Via Foliar 713
Vantagens 715
Desvantagens 715
Via Sementes 716
Via Raízes de Mudas 717
Efeito Residual 717
Demanda de Micronutrientes pelas Culturas 719
LITERATURA CITADA 724

INTRODUÇÃO

A agricultura brasileira passa por uma fase em que a produtividade, a eficiência, a lucratividade e a sustentabilidade dos processos produtivos são aspectos da maior relevância. Nesse contexto, os micronutrientes, cuja importância é conhecida há décadas, apenas mais recentemente passaram a ser utilizados de modo mais rotineiro nas adubações em várias regiões e para as mais diversas condições de solo, clima e culturas no Brasil.

Os principais motivos que despertaram o maior interesse pela utilização de fertilizantes que continham micronutrientes no Brasil foram: (a) o início da ocupação da região dos cerrados, formada por solos deficientes em micronutrientes, por natureza; (b) o aumento da produtividade de inúmeras culturas com maior remoção e exportação de todos os nutrientes; (c) a incorporação inadequada de calcário ou a utilização de doses elevadas, acelerando o aparecimento de deficiências induzidas; (d) o aumento de produção e de preferências de utilização de fertilizantes NPK de alta concentração, reduzindo o conteúdo incidental de micronutrientes nesses produtos, e (e) o aprimoramento das análises de solos e foliares como instrumentos de diagnose de deficiências de micronutrientes. As deficiências de micronutrientes em plantas têm importância crescente; cultivares altamente produtivos têm sido extensivamente cultivados com adubações pesadas NPK, o que resulta em deficiências de micronutrientes em muitos países (Cakmark, 2002).

Um dos aspectos mais limitantes para orientação dos agrônomos na tomada de decisão sobre o uso eficiente de micronutrientes na agricultura brasileira é que, em geral, existem relativamente poucos trabalhos abrangentes, envolvendo calibração dos métodos de análises de solo e foliar (as duas "ferramentas" de diagnose mais utilizadas para a recomendação de doses adequadas desses insumos). Assim, o conhecimento da dinâmica dos micronutrientes no solo (formas e processos), das técnicas de diagnose de problemas (análises do solo e foliar), manejo da adubação com micronutrientes (fontes e métodos de aplicação dos fertilizantes), que constituem os tópicos deste capítulo, são fatores importantes para obter sucesso no uso desses insumos.

DINÂMICA DOS MICRONUTRIENTES NO SOLO

Os micronutrientes (B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn) são elementos essenciais para o crescimento das plantas, mas requeridos em quantidades menores que os macronutrientes (N, P, S, K, Ca e Mg). Marschner (1986) sugeriu a inclusão do Ni à lista de micronutrientes. Conforme esse autor, a essencialidade do Ni tem suporte em vários estudos bioquímicos que mostram que esse elemento é componente da urease, a enzima que catalisa a reação da $CO(NH_2)_2 + H_2O \rightarrow 2NH_3 + CO_2$, sendo essencial à estrutura e funcionamento da enzima. Embora Marschner (1986) considere o Ni como elemento essencial às plantas e, portanto, um micronutriente, neste capítulo, não lhe será dada a ênfase dedicada aos demais micronutrientes.

Existem vários termos para designar micronutrientes. Eles têm sido chamados de elementos menores, indicando que seu conteúdo na planta é menor em relação aos macronutrientes. Outro termo usado é elementos traços, uma vez que somente traços desses elementos são encontrados nos tecidos das plantas. Com exceção do Fe e do Mn, os quais estão entre os 12 elementos mais abundantes, os outros micronutrientes ocorrem em concentrações menores que 1 g kg^{-1} na litosfera, outra razão para serem chamados de elementos menores ou traços.

Embora os cátions micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn) ocorram, principalmente, na forma divalente no solo, diferenças no caráter iônico de suas ligações químicas são

suficientes para que somente o Fe^{2+} e o Mn^{2+} possam substituir extensivamente um pelo outro.

O Fe, dentre os metais, é o mais abundante elemento nos solos, variando de 10 a 100 g kg^{-1}, enquanto a concentração média é de 38 g kg^{-1} (Krauskopf, 1972). Na crosta terrestre, o Fe ocorre principalmente como Fe^{2+} e na forma de Fe^{3+}, como óxidos, silicatos, sulfatos e carbonatos. Dos óxidos, o mais freqüentemente encontrado em todas as regiões do mundo é a goetita, seguida, em condições aeróbias, pela hematita, mineral tipicamente de regiões tropicais. A presença desses óxidos no solo reveste-se de grande importância, pois são eles que praticamente controlam a solubilidade do elemento, que é muito influenciada pelo pH e pelo potencial de oxirredução do solo.

O Mn é similar ao Fe tanto nos processos geológicos como nos químicos. A concentração total de Mn no solo varia de 0,02 a 3·g kg^{-1}, sendo a média de 0,6 g kg^{-1} (Krauskopf, 1972). Os minerais de Mn mais importantes são: pirolusita - MnO_2, manganita - MnOH, carbonatos - $MnCO_3$ e silicatos - $MnSiO_3$. Em seus compostos naturais, o Mn pode apresentar-se em três estados de oxidação: Mn^{2+}, Mn^{3+} e Mn^{4+}. Em condições redutoras, os compostos mais estáveis são aqueles de Mn^{2+} e, em condições oxidantes, o Mn^{4+} (MnO_2), sendo o íon trivalente instável em solução. É difícil prever a importância relativa das diferentes formas de Mn no solo, uma vez que as relações entre Mn^{2+} e os diversos óxidos de Mn são altamente dependentes das reações de oxirredução. Assim, formas oxidadas podem passar para as formas reduzidas, e vice-versa.

A concentração total de Cu em solos varia de 10 a 80 mg kg^{-1}, com uma média de 30 mg kg^{-1} (Krauskopf, 1972). Quanto ao material de origem, o Cu é mais abundante nas rochas ígneas básicas. Nas rochas sedimentares, está em maior concentração nos folhelhos, indicando que ele está adsorvido às partículas menores. O Cu ocorre nas formas cuprosa (Cu^{+}) e cúprica (Cu^{2+}), mas pode também ocorrer na forma metálica em alguns minerais. A forma divalente é a mais importante. Dentre os micronutrientes, o Cu é o menos móvel no solo graças à sua forte adsorção nos colóides orgânicos e inorgânicos do solo. Na matéria orgânica, o Cu é retido principalmente pelos ácidos húmicos e fúlvicos, formando complexos estáveis. Portanto, os complexos orgânicos de Cu exercem papel importante tanto na mobilidade como na disponibilidade deste para as plantas.

A concentração total de Zn em solos varia de 10 a 300 mg kg^{-1}, sendo a média de 50 mg kg^{-1} (Krauskopf, 1972). Solos derivados de rochas ígneas básicas são mais ricos em Zn, e os solos derivados de rochas sedimentares, arenito, os mais pobres. O principal mineral de Zn é a esfarelita (ZnS), mas ele pode ocorrer como carbonato de Zn ($ZnCO_3$) e em diversos silicatos. No solo, o Zn ocorre como cátion divalente (Zn^{2+}) e não existe na forma reduzida por causa de sua natureza eletropositiva. O Zn é um dos metais pesados mais móveis no solo.

De todos os micronutrientes, o Mo é o menos abundante na crosta terrestre. Ele pode ser encontrado principalmente nas valências 4^{+} e 6^{+}. A valência 4^{+} corresponde ao mineral MoS_2 (molibdenita) mais comum, e, na valência 6^{+}, os molibdatos. Nas rochas, a sua concentração varia de 2 a 5 mg kg^{-1}, sendo mais abundante nas rochas ígneas básicas. Nos solos, varia de 0,2 a 5 mg kg^{-1}, com média de 2 mg kg^{-1} (Krauskopf, 1972). A

mobilidade do ânion molibdato nos solos é alta, se comparada com a de outros micronutientes catiônicos.

Dentre os micronutrientes, o B e o Cl encontram-se no solo na forma aniônica. O B sempre ocorre em combinação com o oxigênio. Embora o B seja encontrado em alguns minerais silicatados insolúveis (borosilicatos), como a turmalina, os boratos de Na (bórax - $Na_2B_4O_7.10H_2O$) e de Ca (colemanita – $Ca_2B_6O_{11}.5H_2O$) são os minerais primários mais abundantes. A distribuição de B nas rochas é diferente da dos outros micronutrientes, por sua predominância nas rochas sedimentares. A concentração de B no solo varia de 7 a 80 mg kg^{-1}, com média de 10 mg kg^{-1}, onde é geralmente encontrado como ácido bórico (H_3BO_3) (Krauskopf, 1972).

O Cl está distribuído extensivamente na natureza e a grande quantidade encontrada nos solos tem origem marítima e de chuvas. A maioria do Cl^- do solo está em sais solúveis, tais como NaCl, $CaCl_2$ e $MgCl_2$. O Cl^- é um dos íons mais móveis do solo, sendo facilmente lixiviado. A concentração de Cl no solo varia de 20 a 900 mg kg^{-1}, com média de 100 mg kg^{-1}. Na solução do solo, varia de menos 0,5 a mais do que 6.000 mg L^{-1} (Mortvedt, 1999).

O Ni foi o elemento químico mais recentemente reconhecido como essencial para as plantas superiores. A evidência de atuação do Ni na urease em plantas superiores, o seu requerimento em leguminosas, independentemente do tipo de nutrição nitrogenada, e a sua essencialidade para não-leguminosas (Dixon et al., 1975; Eskew et al., 1984; Brown et al., 1987) levaram ao reconhecimento do Ni como elemento essencial para as plantas superiores (Marschner, 1995). Os resultados dos trabalhos de pesquisa levaram ao reconhecimento da essencialidade do Ni, suas características e concentraçãoes no solo e nas plantas indicam sua atuação como micronutriente para as plantas.

As concentrações de Ni nos solos variam de 1 a 200 mg kg^{-1}, com média de 20 mg kg^{-1} (Pais & Jones Junior, 1997). Considerando as concentrações aproximadas de micronutrientes em tecidos de folhas maduras, generalizadas para várias espécies, a suficiencia em Ni ocorre com teores entre 0,1–5 mg kg^{-1}, e o excesso (toxidez) com teores entre 10-100 mg kg^{-1} (Kabata-Pendias, 2001). De modo geral, não há trabalhos que revelam a deficiência de Ni em plantas. Sua toxidez, pricipalmente em solos que recebem adições de lodo de esgoto, é motivo de maior preocupação (Marschner, 1995).

Associação dos Micronutrientes com os Componentes do Solo

Como o solo é formado por diferentes componentes, a quantidade total de qualquer micronutriente presente poderá estar dispersa e distribuída entre esses componentes ou "pools" e ligados a eles por meio de ligações fracas até aquelas com alta energia. De acordo com Shuman (1991), os micronutrientes estão associados principalmente a: solução do solo; superfície inorgânica (troca iônica e adsorção específica); matéria orgânica; óxidos; e minerais primários e secundários.

Micronutrientes na Solução do Solo

Sem dúvida, a solução do solo é o centro de todos os processos químicos importantes e de onde as plantas absorvem os nutrientes. Na solução do solo, os micronutrientes

podem estar na forma de íons livres ou complexados com ligantes orgânicos e inorgânicos (Quadro 1). De acordo com Lindsay (1972), a maioria dos micronutrientes metálicos não está na forma livre, mas complexada. Portanto, o conhecimento das formas químicas dos micronutrientes na solução do solo é mais importante para estimar suas mobilidades e disponibilidades às plantas do que a determinação dos seus teores totais na solução do solo.

Quadro 1. Espécies de micronutrientes ocorridas em solução do solo

Elemento	Espécie em quantidade	
	Grande	Pequena
Mn	Mn^{2+}	$MnSO_4^0$, $MnCO_3^0$
Fe	Fe^{3+}, $Fe(OH)^{2+}$, $Fe(OH)_2^+$, $Fe(OH)_4^-$, Fe^{2+}	$FeSO_4$, Fe-MOS
Zn	Zn^{2+}, $ZnOH^+$	$ZnSO_4^0$
Cu	Cu-MOS	Cu^{2+}, $CuOH^+$, $CuSO_4^0$
B	H_3BO_3, $B(OH)_4^-$	B-MOS

MOS – matéria orgânica do solo.
Fonte: Adaptado de Camargo et al. (2001).

A concentração total do elemento em solução (soma dos íons livres mais os complexados) é determinada usando técnicas de espectrometria, cromatografia e colorimetria. Por outro lado, a concentração (atividade) dos elementos livres e suas formas, definida por especiação, devem ser calculadas. Este cálculo pode ser feito por meio de uma série de programas de computador sobre modelos de equilíbrio, tais como o GEOCHEM (Sposito & Mattigod, 1980) e o MINTEQ (Allison et al., 1991).

Os micronutrientes na solução do solo estão em fluxo constante e suas concentrações dependem da força iônica da solução, da concentração dos outros íons, pH, umidade, temperatura, reações de oxirredução, adição de fertilizantes e absorção pelas plantas, dentre outros. Uma pequena mudança na concentração ou na atividade das diferentes formas dos micronutrientes na solução do solo pode causar deficiência ou toxidez para as plantas.

Micronutrientes Adsorvidos à Superfície Inorgânica

Os micronutrientes na solução do solo como íons são atraídos para as superfícies dos colóides orgânicos e inorgânicos do solo. As partículas inorgânicas coloidais do solo são compostas basicamente por argilominerais e óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn. Os argilominerais são caulinita, haloisita, montmorilonita, vermiculita, ilita, clorita e vermiculita com hidróxido de Al entre camadas.

A adsorção é o processo mais importante relacionado com a disponibilidade de micronutrientes às plantas, pois controla a concentração dos íons e complexos na solução do solo além de exercer influência muito grande na sua absorção pelas raízes das plantas. Uma completa revisão sobre a adsorção dos micronutrientes nas frações (mineral e

orgânica) do solo foi feita por Harter (1991) e por Camargo et al. (2001). A troca iônica (adsorção não específica) e a adsorção específica, mecanismos envolvidos na adsorção de micronutrientes na superfície inorgânica, são descritas por Camargo et al. (2001) e apresentadas no texto a seguir.

Troca Iônica

De acordo como Camargo et al. (2001), o princípio da eletroneutralidade exige que as cargas negativas associadas às superfícies sólidas dos coloídes do solo sejam compensadas por quantidade equivalente de cargas positivas na forma de prótons ou de espécies catiônicas. Os cátions que envolvem as partículas de argila estão em agitação permanente decorrente de sua energia térmica e tendem a escapar da influência das cargas negativas, que, por sua vez, os atraem para a superfície. A interação dessas duas forças faz com que se forme uma nuvem catiônica ao redor da partícula, em vez de uma monocamada. Esta concepção estrutural é chamada de teoria da dupla camada difusa, que é muito útil para explicar uma série de fenômenos ocorridos no solo.

Os cátions da nuvem são retidos pela superfície, exclusivamente, por forças eletrostáticas não específicas (pelo que, às vezes, o processo é chamado de adsorção não específica) e por causa de sua agitação térmica e por sua exposição aos outros cátions da solução que não estão sob influência do campo elétrico da partícula podem ser trocados por estes, daí o nome de troca iônica. Este fenômeno tem certas características que merecem destaque: (a) é reversível; (b) é controlado pela difusão iônica; (c) é estequiométrico; (d) e, na maioria dos casos, há uma seletividade ou preferência de um íon pelo outro, que está relacionada com o raio iônico hidratado e com a energia de hidratação dos cátions de mesma valência.

A troca iônica é um mecanismo de pequena influência na disponibilidade dos micronutrientes (Silviera & Sommers, 1977; Latterell et al., 1978), embora, em algumas situações, ela tenha sido apontada como mecanismo importante para Mn (Muraoka et al., 1983b).

Diversas soluções salinas, tamponadas ou não a vários pH, são utilizadas para extração de metais dos sítios onde ocorre a troca iônica no solo. Os cátions mais comumente empregados nos esquemas de extração por fracionamento são o Ca^{2+}, Mg^{2+}, NH_4^+, usualmente na concentração de 1 mol L^{-1}. Íons divalentes geralmente têm maior força de deslocamento que os monovalentes. Os ânions mais empregados são o Cl^-, NO_3^- e CH_3COO^-. O Cl^- apresenta a vantagem de não causar mudança apreciável no pH. Por outro lado, o Cl^- é um ânion complexante mais forte que o NO_3^- e, por esta razão, sais de NO_3^- muitas vezes têm sido preferidos. O acetato é muito usado com a solução a pH 7,0, mas Lakanen (1962), citado por Shuman (1991), preferiu usá-la a pH 4,65 para estimar o trocável e o prontamente disponível. Abaixando o pH, sem dúvida, haverá maior liberação de micronutrientes metálicos; contudo, esses poderão vir de outros sítios quando as argilas são hidrolisadas.

Adsorção Específica

Adsorção específica é um dos mais importantes mecanismos que controlam a atividade iônica na solução do solo. O íon adsorvido é chamado de adsorvato e a

partícula que expõe a superfície de adsorção de adsorvente. Nesta situação, os íons perdem sua água de hidratação, parcial ou totalmente, formando um complexo de esfera interna com a superfície de óxidos de Fe, Mn, Al, aluminossilicatos não-cristalinos e, mesmo com arestas quebradas de argilominerais, que apresentam tipo similar de sítio de adsorção, ou seja, um OH^- ou uma molécula de H_2O com valência insatisfeita, ligada a um íon metálico da rede cristalina. Este tipo de ligação formada, sempre com certo grau de ligação covalente, é altamente dependente do pH, é seletiva, é pouco reversível e pouco afetada pela concentração iônica da solução envolvente. Ela pode diminuir, aumentar, neutralizar ou reverter a carga do íon a ser adsorvido e ocorre independentemente da carga na superfície da partícula.

O acúmulo de íons ou moléculas na interface sólido-solução do solo pode ser descrito por diversos modelos empíricos, como o coeficiente de distribuição e as equações de Freundlich e de Langmuir, que são de uso mais freqüente em Ciência do Solo ou modelos químicos da teoria da dupla camada (Adamson, 1967; Raij, 1986), da capacitância constante (Stumm et al., 1980), o triplanar (Davis et al., 1978) e o tetraplanar (Barrow, 1989).

Para a determinação dos micronutrientes adsorvidos especificamente, pode ser empregado HOAc 25 mL L^{-1}, utilizado por McLaren & Crawford (1973) para quantificação do Cu supostamente adsorvido aos óxidos, e recomendado para quantificação de outros metais. Por outro lado, Stover et al. (1976) utilizaram o KF a pH 6,5 para remover os metais de sítios específicos dos óxidos ou argilominerais.

Micronutrientes Associados à Matéria Orgânica

A fração orgânica do solo é muito complexa e compõe-se de grande variedade de compostos solúveis e insolúveis com grupos funcionais que são bastante reativos com os micronutrientes, a saber: carboxila, hidroxila fenólica e alcoólica, quinona, carbonil cetônico, amino e sulfidrila.

Embora a ligação entre micronutrientes e matéria orgânica possa ser vista como troca iônica entre H^+ de grupos funcionais e íons micronutrientes, o alto grau de seletividade mostrado pelas substâncias húmicas por certos micronutrientes revela que eles coordenam diretamente com aqueles grupos funcionais, formando complexos de esfera interna. Uma seqüência típica de seletividade tende a ser, em ordem decrescente: Cu > Fe > Mn > Zn (Alloway, 1995).

A reação de sorção entre um metal e o material orgânico resulta numa estreita associação em nível molecular entre o metal e um ou mais grupos funcionais no material húmico ou ligante (átomo, grupo funcional, ou molécula, que está ligado a um átomo central de um composto de coordenação). A sorção inclui metais na nuvem difusa perto dos grupos funcionais periféricos ionizados e metais formando complexos de esfera externa e interna, evidenciando que a natureza da ligação numa reação de sorção vai de ligação puramente eletrostática a fortemente covalente (Camargo et al., 2001).

A matéria orgânica está muito associada a outras frações do solo, como óxidos de Fe (Warren, 1981) e de Mn (Stahl & James, 1991).

A escolha dos reagentes para quantificar os micronutrientes associados à matéria orgânica é difícil porque a maioria deles não reage de forma específica - dissociando os micronutrientes associados a outros componentes do solo. Um dos primeiros reagentes usados para a extração de micronutrientes associados à fração orgânica foi o $K_4P_2O_7$, que estabiliza a matéria orgânica, causando a dispersão do solo. Conforme Chao (1984), o pirofosfato não dissolve sulfetos nem quantidades significativas de óxido de Fe. Contudo, a principal crítica ao uso desse reagente é que ele solubiliza toda ou parte dos óxidos de Fe amorfos (Shuman, 1982). Outro reagente bastante usado é o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) que, entretanto, apresenta diversas desvantagens: extrai metais da fração óxido de Mn; dissolve alguns sulfetos presentes; pode formar oxalatos, que atacam óxidos de Fe. É também comum utilizar quelantes para determinar os metais ligados à matéria orgânica. Conforme Grimme & Wiechman (1969), citados por Shuman (1991), a adição de EDTA ao NaOH causou um aumento na extração de Fe de compostos orgânicos sem, contudo, atacar compostos inorgânicos de Fe. Shuman (1983) adicionou DTPA ao NaOCl para quelatar os metais liberados, mas verificou que o DTPA disssolveu metais da fração óxido de Fe.

Micronutrientes Associados aos Óxidos

Óxidos de Fe e de Mn têm efeito significante nas reações dos micronutrientes do solo, decorrente, principalmente, da sua alta afinidade por íons metálicos e de seus altos teores no solo. Esse aspecto é muito importante para a maioria dos solos brasileiros, ricos em óxidos de Fe e Mn. Os micronutrientes metálicos estão associados aos óxidos por mecanismos de adsorção, formação de complexo de superfície, coprecipitação e na estrutura do cristal.

Para solubilizar os metais da fração dos óxidos de Mn, é necessário ter um reagente que reduza o Mn, mas não o Fe. Os reagentes mais utilizados são a hidroquinona e a hidroxilamina. Dion et al. (1947) sugeriram o uso da hidroxilamina por esta solubilizar mais Mn que a hidroquinona. Chao (1972) verificou que a hidroxilamina 0,1 mol L^{-1} em HNO_3 0,01 mol L^{-1} a pH 2 dissolveu 85 % do óxido de Mn e somente 5 % de óxido de Fe em vários sedimentos. Diversos outros estudos concordam que a hidroxilamina é específica para óxidos de Mn (Shuman, 1982).

Um dos mais populares reagentes usados para quantificação de metais associados à fração Fe amorfo é o oxalato de amônio 0,2 mol L^{-1} a pH 3,0 (McKeague & Day, 1966). Outra forma de extração consiste na utilização de hidroxilamina 0,25 mol L^{-1} em HCl 0,25 mol L^{-1} a 50 °C por 30 min com agitação em banho-maria (Chao & Zhou, 1983). Para a quantificação dos micronutrientes associados aos óxidos cristalinos, o mais conhecido é o dititonito em citrato/tampão bicarbonato (CBD), desenvolvido para remover óxidos de Fe e Al das argilas minerais em estudos de mineralogia (Mehara & Jackson,1960).

Micronutrientes nos Minerais Primários e Secundários

A maioria dos micronutrientes metálicos é encontrada nas estruturas cristalinas de minerais primários e secundários, associada a minerais silicatados em substituições isomorfas dentro dos minerais primários e secundários.

A quantificação dos micronutrientes associados a esses componentes é feita usando a digestão com HF, HNO_3, HCl, ou $HClO_4$ em recipientes de plásticos resistentes ou de teflon, abertos ou sobre pressão. A capacidade de recuperação dos metais nesta fração irá depender do tipo de amostra e do método de digestão. Fazendo a digestão com solução com 90 % HNO_3 e 10 % HCl concentradas, Sinex et al. (1980), citados por Shuman (1991), verificaram que estes reagentes foram eficientes em recuperar os metais em amostra de sedimentos de rios que receberam efluentes industriais.

Fatores que Afetam a Disponibilidade de Micronutrientes para as Plantas

pH do Solo

As concentrações ou atividades das formas iônicas dos micronutrientes que são preferencialmente absorvidas da solução do solo pelas plantas, em condições de solos bem arejados, são bastante dependentes do pH. Essa dependência pode ser determinada por reações que controlam a solubilidade desses íons de acordo com Lindsay (1972) (Quadro 2).

Quadro 2. Reações que controlam a solubilidade de micronutrientes em equilíbrio com a solução do solo

Micronutriente	Reação			log K
Fe	$Fe^{3+} + 3OH^-$	⇆	$Fe(OH)_3$ (s)	-39,4
Mn	MnO_2 (s) + $2H^+$	⇆	$Mn^{2+} + ½O_2 + H_2O$	-0,92
Zn	Zn^{2+} + 2H-solo	⇆	Zn-solo + $2H^+$	-6,0
Cu	Cu^{2+} + 2H-solo	⇆	Cu-solo + $2H^+$	-3,2
Mo	MoO_4^{2-} + 2H-solo	⇆	MoO_4-solo + $2OH^-$	-20,5

Fonte: Adaptado de Lindsay (1972).

O Fe pode estar no solo nas formas Fe^{2+} (solúvel) e Fe^{3+} (baixa solubilidade), sendo absorvido pelas plantas na forma de Fe^{2+}. Sua solubilidade é largamente controlada pelos óxidos hidratados. Além da forma Fe^{3+}, outras espécies iônicas predominam na faixa de pH entre 5 e 9, graças à hidrólise de Fe^{3+}. A solubilidade do Fe decresce, aproximadamente, mil vezes para cada unidade de aumento do pH do solo, na faixa de pH de 4 a 9. Esse decréscimo de solubilidade é muito maior para o Fe do que para Mn, Cu ou Zn (Lindsay, 1972).

A solubilidade do Mn, absorvido pela planta na forma de Mn^{2+}, é controlada principalmente pela dissolução de MnO_2 que é a forma normalmente presente em solos bem arejados. A atividade e, conseqüentemente, a disponibilidade de Mn na solução do solo diminui 100 vezes, aproximadamente, para cada aumento de uma unidade no pH do solo (Lindsay, 1972.

Para os micronutrientes Cu e Zn, absorvidos pelas plantas como cátions divalentes, não se definiu quais compostos controlam a solubilidade desses íons. Geralmente, a solubilidade dos compostos no solo é menor do que a observada para a maioria dos minerais que contém esses elementos.

O pH afeta a distribuição dos micronutrientes que estão associados aos diferentes componentes do solo. O aumento do pH diminui a presença dos micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn, na solução do solo e nos pontos de troca catiônica (Figura 1). Borges & Coutinho (2004), aplicando biossólidos ao solo, verificaram que, com o aumento do pH do solo, ocorreu a redistribuição do Cu, Mn e Zn da fração trocável para a fração ligada à matéria orgânica ou óxidos, menos disponível.

Dynia & Barbosa Filho (1993), avaliando os efeitos da calagem sobre a dinâmica do Fe, Mn, Cu e Zn e a disponibilidade desses nutrientes para a cultura do arroz irrigado, observaram que a calagem reduziu a solubilidade de todos os micronutrientes no solo, sendo o Fe e o Zn os elementos mais afetados. Fica evidente que a disponibilidade de Cu, Fe, Mn e Zn é afetada pelo pH, diminuindo com seu aumento.

Como a solubilidade do Fe é muito diminuída pelo aumento de pH, a calagem é considerada eficiente prática de controle da toxidez desse elemento (Barbosa Filho et al., 1983b; Freire et al., 1985; Fischer et al., 1990).

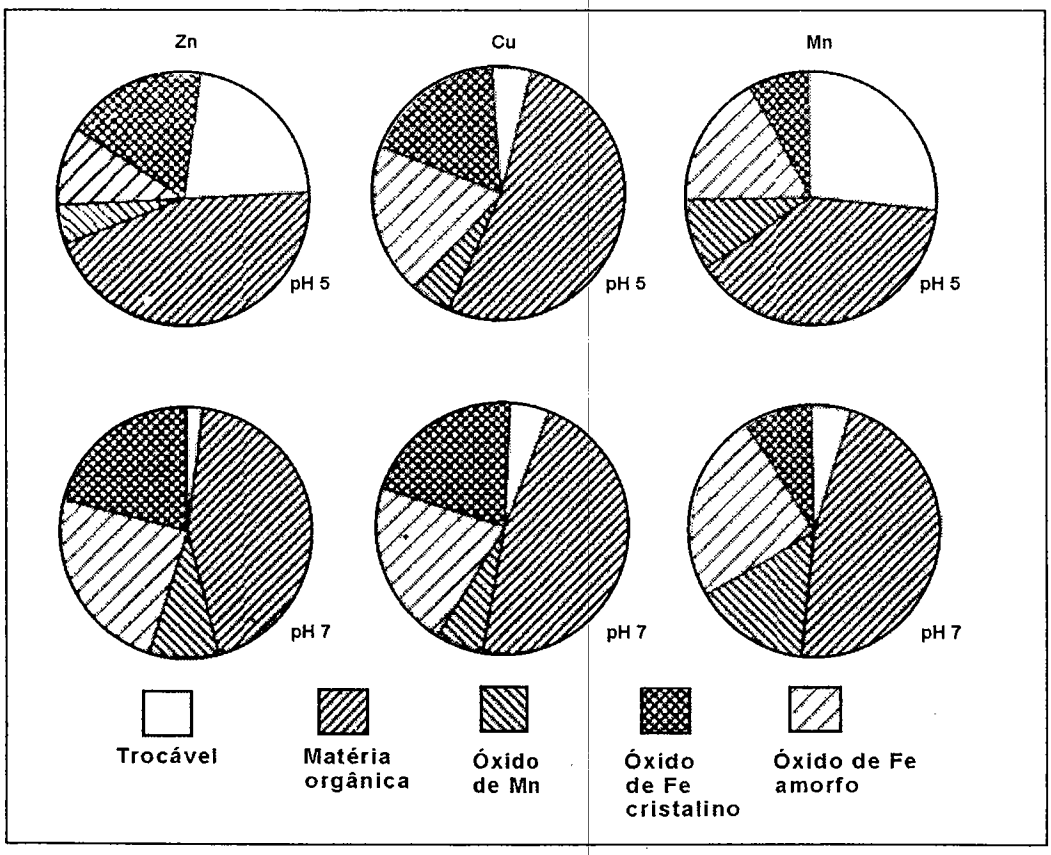


Figura 1. Efeito do pH na distribuição do Zn, Cu e Mn nos diferentes componentes do solo.
Fonte: Adaptado de Sims (1986), citado por Shuman (1991).

O efeito da calagem sobre a disponibilidade de Zn para as plantas também é mostrado por Accioly et al. (2004), avaliando os efeitos da aplicação de doses de calcário (10 e 20 t ha^{-1}) em misturas de solo com proporções crescentes de Zn sobre o crescimento de *Eucalyptus camaldulensis*. Eles observaram que a adição de calcário elevou o pH do solo próximo à neutralidade, reduzindo o teor de Zn disponível no solo pela solução de Mehlich-1. Santos et al. (2002), utilizando o $ZnSO_4$ e resíduo de siderurgia como fontes de Zn para o milho cultivado em dois valores de pH (5,0 e 6,0), observaram que houve uma diminuição da disponibilidade de Zn com o aumento de pH, independentemente da fonte utilizada. Tal efeito foi atribuído à diminuição das formas livres de Zn^{2+} pela formação de composto do Zn com o OH^- ($ZnOH^-$, $Zn(OH)_2$).

O B ocorre na solução do solo, principalmente como H_3BO_3, que predomina na faixa de pH adequada para a agricultura, sendo esta a forma de B absorvida pelas plantas. Quando comparado com o Cl^- ou NO_3^-, o B é mais fortemente adsorvido pelos componentes do solo. A adsorção de B pelos óxidos de Fe e Al é dependente de pH e é maior na faixa de pH entre 6 e 9. A disponibilidade de B é maior entre pH 5,0 e 7,0, diminuindo abaixo e acima desta faixa de pH. Isso se deve, principalmente, às reações de adsorção que são dependentes de pH. Melo & Minami (1999) observaram, em áreas sem e com calagem, que o peso médio e a produção de couve-flor cv. Shiromaru II foram maiores quando não se aplicou calcário. Segundo os autores, a calagem pode ter reduzido a disponibilidade de B para as plantas, o que possivelmente ocasionou queda de produção, já que a couve-flor está entre as hortaliças mais exigentes em B.

O Mo está presente na solução do solo como molibdato (MoO_4^{2-}), forma absorvida pelas plantas, e como $HMoO_4^-$, em condições ácidas. A solubilidade do $CaMoO_4$ e do ácido molibdico (H_2MoO_4) aumentam com o aumento do pH e, de maneira inversa, a adsorção de Mo pelos óxidos de Fe aumenta com o decréscimo de pH, principalmente na faixa de 7,8 a 4,5. Então, a biodisponibilidade de Mo aumenta com o aumento de pH do solo. De acordo com Quaggio et al. (2004), aumentos na produção de grãos de amendoim no tratamento que não recebeu Mo foram atribuídos à maior disponibilidade de Mo no solo decorrente do aumento do pH do solo.

O ânion Cl^- é muito fracamente ligado aos compostos do solo na maioria das condições em que o solo se apresenta e torna-se negligível em solos com pH 7,0. Quantidades apreciáveis de Cl^- podem ser adsorvidas, particularmente em solos oxídicos e caoliníticos que podem ter significativa carga positiva.

Matéria Orgânica

A matéria orgânica do solo é constituída por ácidos húmicos e fúlvicos, polifenóis, aminoácidos, peptídeos, proteínas e polissacarídeos. Esses compostos são responsáveis pela formação de complexos orgânicos com Fe, Mn, Cu e Zn do solo, podendo diminuir a solubilidade desses micronutrientes, em virtude da formação de complexos com ácidos húmicos, ou aumentar sua disponibilidade em virtude da complexação com ácidos fúlvicos e outros compostos orgânicos descritos anteriormente (Stevenson & Ardakani, 1972).

A característica mais importante da ligação entre a matéria orgânica e o micronutriente metálico é sua constante de estabilidade, K. O valor dessa constante é uma medida da afinidade do metal pelo agente quelante e indica a solubilidade e a mobilidade dos micronutrientes metálicos em solos.

Recorda-se aqui a definição de Stevenson & Ardakani (1972). Quando um íon metálico M reage com uma substância orgânica R para formar um complexo orgânico metálico MRx, a reação de equilíbrio é:

$$M + xR \rightarrow MRx$$

em que x é o número de moles da partícula orgânica que se combina com o íon metálico.

A constante de estabilidade do complexo se define como:

$$K = (MRx)/(M)^x$$

em que M é a concentração em mol L^{-1} do íon metálico e R é a concentração da substância orgânica expressa em mol L^{-1}.

Em termos gerais, o poder de formação de complexos diminui seguindo a ordem: Cu > Zn > Mn. Portanto, dentre os micronutrientes, o Cu é o que mais interage com os compostos orgânicos do solo, formando complexos estáveis, especialmente com grupos carboxílicos e fenólicos. Alguns desses complexos são tão estáveis que a maioria das deficiências de Cu tem sido associada com solos orgânicos. Dynia & Barbosa Filho (1993) observaram que a palha de arroz reduziu a solubilidade do Cu e Zn e não afetou a solubilidade dos outros elementos (Fe e Mn), evidenciando a importância da formação de complexos estáveis do Cu e Zn com ligantes orgânicos liberados na decomposição da palha de arroz.

O Mn também forma complexos estáveis com ligantes orgânicos. A estabilidade desses complexos é tal que a incidência de deficiência de Mn acima de pH 6,5 é muito menor em solos com teores apreciáveis de matéria orgânica que em solos com baixo teor de matéria orgânica. Faquin et al. (1998) avaliaram a resposta do feijoeiro à aplicação de calcário em quatro solos de várzeas (Glei Pouco Húmico, Orgânico, Glei Húmico e Aluvial). Altos teores de Mn nos solos e tóxicos nas folhas de arroz foram observados na ausência de calagem. Tais efeitos foram menores nos solos Glei Húmico e Orgânico em virtude dos maiores teores de matéria orgânica nestes solos. Estes resultados estão de acordo com o relatado por McLean & Brown (1984) de que, em solos com elevados teores de matéria orgânica, os efeitos tóxicos do Mn são amenizados pelo efeito complexante dos compostos orgânicos.

A maior parte do B disponível às plantas é encontrada na matéria orgânica do solo. A natureza das reações do B com a matéria orgânica não é bem entendida, mas pode envolver grupos de hidroxilas nos complexos orgânicos. Condições de solo que favorecem a decomposição da matéria orgânica, tais como: calor, umidade do solo, boa aeração e aumento da atividade microbiana, resultam em aumento do B biodisponível. Silva & Ferreyra (1998) encontraram correlação positiva e significativa (r = 0,619**) entre os teores de matéria orgânica e do B extraído pela água quente. Resultados semelhantes

foram observados por Marzadori et al. (1991) que atribuíram à matéria orgânica importante papel na disponibilidade de B, por minimizar a lixiviação desse elemento e mantê-lo na forma relativamente disponível.

Reações de Oxirredução

Reações de oxirredução são comuns em solos e influenciam a disponibilidade dos micronutrientes, especialmente as de Fe e de Mn. O potencial de oxirredução é expresso em termos de pe (-log da atividade do elétron), sendo dependente do pH do solo, aeração e atividade microbiana. Solos bem drenados e arejados têm potencial de oxirredução entre 400 e 700 mV, enquanto, em solos inundados, esse potencial cai para valores entre -250 e -300 mV. De acordo com a seqüência termodinâmica da redução em solos inundados, apresentada por Fageria (1984), a redução do Mn^{4+} para Mn^{2+} ocorre em solos com potencial de 401 mV e a a redução de Fe^{3+} para Fe^{2+} se dá em potencial de -185 mV. Isso explica porque, mesmo em solos não inundados, a toxidez de Mn é freqüente. A toxidez de Fe tem sido mais comum em condições muito redutoras, como na cultura do arroz irrigado (Barbosa Filho et al., 1983b), ou em condições especiais, como em soja cultivada em Latossolos, após períodos de intensa pluviosidade (Bataglia & Mascarenhas, 1981). Costa (2004), avaliando o desempenho de duas gramíneas ao estresse hídrico por alagamento em dois solos Glei Húmicos, observou que o alagamento promoveu a elevação dos teores de Fe no solo e nas plantas. O ambiente anaeróbio aumenta a solubilidade do Fe no solo, reduzindo o Fe^{3+} a Fe^{2+}, aumentando a disponibilidade de Fe^{2+}, forma absorvida pelas plantas. A mesma tendência foi verificada para o Mn.

Embora o Cu^{2+} possa ser reduzido a Cu^{+}, nem esse elemento nem o Zn são afetados diretamente pelas condições de oxirredução ocorridas na maioria dos solos. Em algumas situações de oxirredução, esses elementos são afetados indiretamente pelo aumento de pH. Segundo Alam (1999), o aumento do pH em solos ácidos próximos à neutralidade, em condições de alagamento, exerceu forte influência na redução da disponibilidade de Zn e de Cu para a cultura do arroz alagado.

Características dos Solos e Situações Relacionadas com a Deficiência de Micronutrientes para as Plantas

Boro

- a maior disponibilidade ocorre na faixa de pH 5,0 a 7,0;
- as condições de alta pluviosidade e alto grau de perdas por lixiviação reduzem a disponibilidade, principalmente em solos mais arenosos;
- as condições de seca aceleram o aparecimento de sintomas de deficiência que, muitas vezes, tendem a desaparecer quando a umidade do solo é adequada. Dois fatores explicam esse comportamento: (a) a matéria orgânica, importante fonte de B para o solo, tem sua decomposição diminuída, liberando menos B para a solução do solo, e (b) condições de seca reduzem o transporte de B no solo e o crescimento das raízes, provocando a menor exploração do volume do solo, o que leva à menor absorção de nutrientes, inclusive de B.

Cobre

- a maior disponibilidade ocorre na faixa de pH 5,0 a 6,5;
- os solos orgânicos são os mais prováveis de apresentarem deficiência de Cu. Embora os solos orgânicos apresentem altos teores de Cu, este micronutriente forma complexos estáveis com a matéria orgânica, fazendo com que somente pequena fração fique disponível à cultura;
- os solos arenosos, com baixos teores de matéria orgânica, podem tornar-se deficientes em Cu em decorrência de perdas por lixiviação;
- em solos argilosos, há menor probabilidade de deficiência desse micronutriente;
- a presença excessiva de íons metálicos, como Fe, Mn e Al, reduz a disponibilidade de Cu para as plantas. Esse efeito independe do tipo de solo.

Ferro

- a maior disponibilidade ocorre na faixa de pH 4,0 a 6,0;
- a deficiência de Fe, na maioria das vezes, é causada por desequilíbrio em relação a outros micronutrientes, tais como: Mn, Cu e Mo;
- outros fatores que podem levar à deficiência de Fe são o excesso de P no solo e na planta, pH elevado, baixas temperaturas e altos teores de bicarbonato.

Manganês

- a maior disponibilidade ocorre na faixa de pH 5,0 a 6,5;
- os solos orgânicos, pela formação de complexos estáveis entre matéria orgânica e Mn, tendem a apresentar problemas de deficiência desse micronutriente;
- a umidade do solo também influencia a disponibilidade de Mn. Os sintomas de deficiência são mais severos em solos com alto teor de matéria orgânica durante a estação fria, quando esses estão saturados com água. Os sintomas tendem a desaparecer, à medida que o solo seca e a temperatura se eleva;
- solos arenosos, com baixa CTC e sujeitos a altos índices pluviais, são os mais propensos a apresentar problemas de deficiência desse micronutriente;
- excessos de Ca, Mg e Fe podem causar deficiência de Mn.

Zinco

- a maior disponibilidade ocorre na faixa de pH 5,0 a 6,5;
- alguns solos, quando recebem doses de corretivos para elevar o pH acima de 6,0, podem desenvolver sérias deficiências de Zn, principalmente quando arenosos;
- o uso de altas doses de fertilizantes fosfatados, em cultivos de várias espécies de plantas, já mostrou os efeitos da interação antagônica entre o Zn e o P que se complica, ainda mais, em valores de pH próximos à neutralidade;

- grandes quantidades de Zn podem ser associadas à fração orgânica do solo, levando à deficiência desse micronutriente que pode ser, temporariamente, imobilizado pelos microrganismos do solo, especialmente quando da aplicação dos estercos;
- as baixas temperaturas, associadas ao excesso de umidade, podem fazer com que as deficiências de Zn sejam mais pronunciadas. Isso tende a se manifestar no estádio inicial de crescimento das plantas, e, geralmente, os sintomas desaparecem mais tarde;
- a sistematização do solo para irrigação por inundação leva à deficiência de Zn nas áreas em que o subsolo é exposto;
- o Zn é fortemente adsorvido pelos colóides do solo, o que ajuda a diminuir as perdas por lixiviação, aumentando o efeito residual. Entretanto, solos arenosos, com baixa CTC e sujeitos a chuvas pesadas, podem apresentar problemas de deficiência.

Molibdênio

- a maior disponibilidade ocorre acima de pH 7,0;
- deficiências de Mo têm maior probabilidade de ocorrer em solos ácidos (pH menor que 5,5 ou 5,0). Quando o solo recebe calagem adequada, haverá correção da deficiência, se os teores desse micronutriente forem adequados;
- solos arenosos apresentam, com mais freqüência, deficiência de Mo do que os de textura média ou argilosa;
- doses pesadas de fertilizantes fosfatados aumentam a absorção de Mo pelas plantas, ao passo que doses elevadas de fertilizantes com sulfato podem levar à deficiência de Mo;
- Mo em excesso é tóxico, especialmente para animais sob pastejo. O sintoma característico é forte diarréia;
- o Mo também afeta o metabolismo do Cu. Animais tratados com forragem com alto teor de Mo podem apresentar deficiência de Cu, levando à molibdenose. Animais sob pastejo em áreas deficientes de Mo e com teores elevados de Cu podem sofrer toxidez deste último.

Níquel

(veja capítulo III)

DIAGNOSE DA DEFICIÊNCIA E TOXIDEZ DE MICRONUTRIENTES

A caracterização das deficiências ou excessos de micronutrientes pode ser feita mediante o uso de alguns procedimentos de diagnoses, com destaque para as análises de solos e de plantas, critérios baseados na avaliação visual e histórico de uso da área.

Pouco citado na literatura, mas de grande importância, é o histórico de uso ou manejo de uma área ou gleba de uma propriedade. Quanto mais um técnico souber sobre esse histórico, mais eficiente será o diagnóstico dos possíveis problemas nutricionais com micronutrientes, e mais fácil será a correção desses problemas. Os critérios baseados na avaliação visual dependem apenas do conhecimento do técnico e do suporte de literatura. Entretanto, têm suas limitações por depender do aparecimento dos sintomas, fase em que a produtividade normalmente já está prejudicada. A análise química da planta, ou de suas partes, é outro critério diagnóstico, especialmente útil para plantas perenes. Outro instrumento diagnóstico de destaque é a análise química do solo que apresenta a grande vantagem sobre os demais por possibilitar o conhecimento prévio da disponibilidade dos micronutrientes onde será instalada a cultura.

Análise de Solo para Avaliar a Disponibilidade de Micronutrientes às Plantas

Para avaliar a disponibilidade de micronutrientes (B, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn), embora oferecendo perspectivas promissoras, a análise do solo teve, até hoje, uso bastante restrito. O interesse pela análise de micronutrientes em solos tem aumentado a cada ano, principalmente pelo aparecimento crescente de deficiências desses nutrientes em culturas. As mais comuns são de: B em algodão, batata, trigo, café, citros, hortaliças, mamão e uva; Zn em café, arroz, milho, citros, soja e eucalipto; Cu em café, cana-de-açúcar, soja, hortaliças e citros; Mn em café, citros e soja; e Mo em café, hortaliças e leguminosas. Até o momento, não existem relatos de ocorrência da deficiência de Ni e de Cl no País.

A disponibilidade de um micronutriente no solo refere-se ao teor deste micronutriente resultante da inter-relação dos fatores intensidade, quantidade e poder-tampão do solo durante um ciclo da planta. Ela pode ser avaliada medindo-se as concentrações do elemento na solução do solo e, depois, utilizando-as no cálculo da atividade iônica (fator intensidade), considerada medida da disponibilidade imediata do elemento para as plantas (Sposito, 1984). Diversos métodos têm sido usados para extrair a solução do solo, incluindo extratos de pasta de saturação, deslocamentos miscíveis e imiscíveis, centrifugação e extração por pressão ou vácuo das amostras de solo em laboratório ou em lisímetros no campo. Todos esses métodos têm vantagens e desvantagens, mas a maior dificuldade está em obter uma solução representativa sem alterar sua composição durante o processo de extração. Também, a disponibilidade do metal pode ser avaliada, usando-se um extrator apropriado, no qual o teor extraído do solo por meio de reagentes químicos se correlaciona estreitatamente com o conteúdo do elemento determinado nas plantas. É o sistema mais empregado nas pesquisas.

Extratores de Micronutrientes

De maneira geral, podem-se classificar os extratores utilizados na determinação dos micronutrientes disponíveis em seis categorias: água ou extrato de pasta de saturação, soluções salinas, soluções ácidas, soluções complexantes, oxidantes/redutoras e os combinados – tendo em sua composição dois os mais reagentes representantes das categorias anteriores. Para facilidade de apresentação, as soluções combinadas serão

descritas neste capítulo, baseando-se no princípio dominante de extração dos metais por estas soluções. A quantidade de micronutrientes extraída do solo por essas soluções irá depender: dos reagentes utilizados, da concentração dos componentes da solução extratora, do tempo de extração, da relação solo:solução, da temperatura de extração, do tempo e tipo de agitação, dentre outros. Variações nas condições de extração levam a diferenças nos teores extraídos de micronutrientes por um método específico.

Água

O micronutriente extraído pela água dá uma idéia direta da concentração deste na solução do solo. A sua quantificação é feita após agitação da amostra de solo com água destilada ou deionizada. O método da água quente, originalmente proposto por Berger & Truog (1939) para determinação de B disponível, é o mais usado e é sempre um ponto de referência obrigatório para a comparação com outros processos de extração de B (Ribeiro & Tucunango Sarabia, 1984; Bataglia & Raij, 1990; Abreu et al., 1994c). A extração com água foi testada para outros micronutrientes como Mn e Zn (Valadares & Camargo, 1983; Muraoka et al., 1983a,b), mas os resultados não foram animadores, quando se visou a identificação de solos deficientes. Dada a baixa concentração de Cu, Fe, Mn e Zn nas extrações com água, problemas analíticos são comumente encontrados e os resultados bem variáveis, o que faz com que este extrator seja pouco utilizado para diagnosticar deficiências desses elementos (Muraoka et al., 1983a,b; Valadares & Camargo, 1983). A extração com água torna-se mais viável para a determinação dos teores tóxicos desses elementos, os quais, sendo bem mais elevados, permitem análises mais exatas e confiáveis.

Soluções Salinas

Até recentemente, os extratores salinos eram pouco utilizados em análises de metais em solos por causa da sua baixa capacidade de extração, dificultando a determinação dos metais por técnicas comuns. Hoje, com a introdução de novas técnicas instrumentais o uso dessas soluções tornou-se mais rotineiro.

Diversas soluções salinas, tamponadas ou não a vários valores de pH, são utilizadas para extração de micronutrientes. Essas soluções extraem preferencialmente os micronutrientes dos pontos de troca iônica do solo. A solução mais empregada é o acetato de amônio 1 mol L^{-1} a pH 7,0 que extrai Cu, Mn e Zn (Pavan & Miyazawa, 1984; Abreu et al., 1994a). Outras soluções, como nitrato de NH_4^+, nitrato de Ca, cloreto de Mg, nitrato de Mg, cloreto de Ca, cloreto de K, cloreto de Ba, cloreto de NH_4^+ têm sido empregadas para avaliar a disponibilidade de micronutrientes em solos, sem, no entanto, uma justificativa técnica para tal uso. Muitas vezes, utilizam-se tais soluções porque já são usadas pelos laboratórios na extração de macronutrientes trocáveis. Paula et al. (1991) usaram o cloreto de Ca na extração de Zn em solos de várzea; Gimenez et al. (1992), o cloreto de Mg para extração do Zn disponível em solos; e Abreu et al. (1994a,b), o cloreto de Ca para avaliar a disponibilidade de Mn às plantas.

Reagentes Quelantes

Os agentes quelantes combinam com o íon-metálico em solução, formando complexos solúveis, reduzindo sua atividade. Em conseqüência, os íons são dessorvidos do solo ou

dissolvem da fase sólida para reabastecer os teores na solução. A quantidade de metais quelatados que se acumula na solução do solo depende da atividade do íon metal livre na solução do solo (fator intensidade), da habilidade do solo em reabastecer a solução (fator capacidade), da estabilidade do quelato e da capacidade do quelante em competir com a matéria orgânica pelo íon. Os quelantes são usados com o objetivo de extrair maiores proporções das formas lábeis dos micronutrientes, porém sem dissolver as formas não-lábeis.

O método proposto por Lindsay & Norvell (1978), empregando-se o DTPA a pH 7,3, é o mais difundido. A adição de $CaCl_2$ 10 mmol L^{-1} e de trietanolamina foi proposta por esses autores para manter a concentração de Ca^{2+} em solução próxima à encontrada em solos neutros e alcalinos, e o pH relativamente constante. Essas condições foram criadas com o objetivo de retardar a dissolução de $CaCO_3$ em solos calcários e de obter um filtrado límpido, dada a floculação das partículas coloidais do solo. O método foi originalmente desenvolvido para solos calcários do sudoeste dos Estados Unidos e para identificar solos deficientes em Cu, Fe, Mn e Zn. Seu uso foi ampliado, com relativo sucesso, para solos com má drenagem e, ou, contaminados com metais, condições essas bem diferentes daquelas preconizadas para o método (Mandal & Haldar, 1980; Scharuer el al., 1980).

Outra modificação no método do DTPA foi a adição do bicarbonato de amônio que originou o método AB-DTPA, desenvolvido por Soltanpour & Schwab (1977), para extrair, simultaneamente, N-NO_3^-, P, K, Cu, Fe, Mn, Zn de solos ou calcários com pH neutro. A solução AB-DTPA é composta de NH_4HCO_3 1 mol L^{-1} e DTPA 5 mmol L^{-1}, ajustado inicialmente à pH 7,6. A solução extratora, quando exposta à atmosfera ou no decorrer da extração, libera CO_2 o que causa um aumento no pH, podendo atingir valores próximos a 8,5. As concentrações de NH_4^+ e HCO_3^- são similares àquelas usadas tradicionalmente para extrair K^+ e PO_4^{3-}.

Mais tarde, Norvell (1984) propôs o uso do DTPA + ácido acético + hidróxido de amônio + cloreto de Ca a pH 5,3 para extração de micronutrientes em solos ácidos. Esse método não tem sido incluído em estudos visando à seleção de extratores para avaliar a disponibilidade de micronutrientes em solos brasileiros. Entretanto, resultados preliminares, obtidos por Abreu et al. (1998), trabalhando com 59 amostras de solos do Estado de São Paulo, mostraram a viabilidade desse método em extrair micronutrientes do solo. Para os teores de Cu, foi obtida correlação de 0,85, quando foram empregados os métodos DTPA, pH 5,3 e DTPA, pH 7,3. Para os teores de Mn e Zn, os coeficientes de correlação foram de 0,59 e 0,64, respectivamente.

Os agentes quelantes mais usados em estudos, visando à seleção de métodos químicos para avaliar a disponibilidade de micronutrientes (Cu, Mn e Zn) em amostras de solos brasileiros, são o ácido etilenodiaminotetraacético (EDTA) e o dietilenotriaminopentaacético (DTPA) (Camargo et al., 1982; Galrão & Sousa, 1985; Galrão, 1988; Paula et al., 1991; Gimenez et al., 1992; Bataglia & Raij, 1994).

Soluções Ácidas

A extração com soluções ácidas baseia-se na dissolução dos minerais de argilas, o que dificulta a definição das formas extraídas. A quantidade de metais solubilizados do solo pelas soluções ácidas irá depender do tipo de ácido, de sua concentração, do tempo de extração, da relação solo:solução, dentre outros. As soluções concentradas de ácidos

fortes têm sido evitadas porque geralmente extraem metais não-lábeis da fase sólida. As soluções diluídas de ácidos fortes removem os metais dos sítios de troca e parte daqueles complexados ou adsorvidos, além dos da solução do solo.

As soluções ácidas mais testadas para extração de micronutrients são a de ácido clorídrico e a de Mehlich-1. Por causa das muitas variações nos procedimentos originais desses métodos, no que se refere à concentração da solução, relação solo:solução, tempo de agitação e outros, os resultados dos trabalhos de extração com soluções ácidas podem não ser comparáveis. O método empregando HCl 0,1 mol L^{-1} foi originalmente desenvolvido para extração de Zn de solos ácidos (Nelson et al., 1959), sendo as relações solo:solução mais comuns 1:10 no método original, e a 1:4 sugerida pelo Council on Soil Plant Test Analysis (1980). O método Mehlich-1 (HCl 50 mmol L^{-1} + H_2SO_4 12,5 mmol L^{-1}) foi desenvolvido para extração de P (Mehlich, 1953), sendo o seu uso estendido para os cátions trocáveis de solos ácidos, sendo utilizadas duas relações solo:solução: 1:4, do método original, e 1:10, comumente empregada no Brasil (Galrão & Sousa, 1985).

O método de Mehlich-3, apesar de ser uma mistura de ácidos, sais e quelante, será incluído neste grupo. O método de extração com a solução Mehlich-3 (CH_3COOH 0,2 mol L^{-1} + NH_4NO_3 0,25 mol L^{-1} + NH_4F 15 mmol L^{-1} + HNO_3 13 mmol L^{-1} + EDTA 1 mmol L^{-1}), foi desenvolvido para avaliar a disponibilidade de P, K, Mg, Ca, Mn, Fe, Cu, Zn e B em solos ácidos do sudoeste dos Estados Unidos (Mehlich, 1984). A adição de NH_4F à solução de Mehlich-3 melhorou a predição da disponibilidade de P em solos neutros e alcalinos. Como o agente quelante DTPA causou interferência na determinação colorimétrica do P foi substituído pelo EDTA para complexar Cu, Fe, Mn e Zn.

As soluções ácidas mais testadas para extração de Cu, Fe, Mn, Zn e de B em algumas situações são: Mehlich-1 (HCl 50 mmol L^{-1} + H_2SO_4 12,5 mmol L^{-1}), HCl 0,1 mol L^{-1}, H_2SO_4 25 mmol L^{-1} e H_3PO_4 (Marinho, 1970; Bartz & Magalhães, 1975; Casagrande, 1978; Barbosa Filho et al., 1990; Buzetti, 1992; Abreu et al., 1994a,b).

Reagentes Oxidantes/Redutores

Alguns micronutrientes no solo são fortemente ligados aos óxidos de Fe, Al e Mn, e agentes redutores poderão ser utilizados para solubilizar esses minerais e liberar os micronutrientes associados. Exemplos de tais reagentes são: a hidroquinona, a hidroxilamina acidificada, o oxalato acidificado e as soluções de ditionito/citrato que, freqüentemente, são usados em esquemas de fracionamento para metais. A hidroquinona tem sido empregada para determinar o Mn facilmente redutível. Abreu et al. (1994b) verificaram que o NH_4OAc + hidroquinona foi o melhor extrator para avaliar a disponibilidade de Mn em virtude das mudanças de pH. Esses autores obtiveram coeficiente de correlação de 0,86 entre o teor de Mn extraído pela hidroquinona e o Mn determinado em soja crescida em solos do Estado de São Paulo que apresentavam teores naturais de Mn entre a classe média e alta.

Soluções Extratoras - Resultados de Pesquisas do Brasil

A planta é considerada o referencial dos extratores de nutrientes, refletindo sua real disponibilidade. Desta forma, um bom extrator, para uma situação específica, deve

simular o comportamento da planta. Neste tópico, os coeficientes de correlação (r) e os de determinação (R^2) serão utilizados como ferramentas para analisar os resultados de pesquisa com os extratores, indicando a eficácia do método para uma situação específica.

Boro

A extração de B do solo usando a água quente foi proposta por Berger & Truog (1939) e, até hoje, tem sua eficiência comprovada para várias culturas e condições de solo. A água quente tem sido o método padrão para comparação com outros processos. Em Minas Gerais, Ribeiro & Tucunango Sarabia (1984), trabalhando com cinco Latossolos que receberam adição de B e cultivando sorgo, obtiveram coeficientes de correlação entre teores de B-solo e B-planta de 0,65 para água quente e 0,58 para o Mehlich-1. Cruz & Ferreira (1984), utilizando solos do Estado de São Paulo, encontraram valores de 0,64 para água quente, 0,68 para o método da água quente modificado e 0,74 para o $CaCl_2$ 1 g L^{-1}, além de valores próximos para extratores ácidos (H_2SO_4, HCl e ácido acético). Bataglia & Raij (1990) testaram os extratores Mehlich-1, HCl, $CaCl_2$ e água quente para avaliar a disponibilidade de B em 26 amostras de solos do Estado de São Paulo. Eles concluíram que o Mehlich-1 foi menos eficiente que a água quente e o cloreto de Ca. Mesmo com a inclusão de outros atributos do solo, como pH, argila, matéria orgânica e capacidade de troca, o coeficiente de correlação com a absorção de B pelas plantas de girassol foi baixo. Além disso, o Mehlich-1 não conseguiu discriminar o efeito da adição de B ao solo, nem o efeito da calagem, de forma similar ao observado para a água quente. O uso do HCl mostrou-se inviável em vista da coloração dos extratos. Quaggio et al. (2003), trabalhando com laranja pêra em condições de campo, observaram estreita correlação entre o teor de B no solo, extraído pelo método da água quente, e o teor de B nas folhas (r = 0,97*). No Rio Grande do Sul, Bartz & Magalhães (1975), trabalhando com sete amostras de solos que receberam B, constataram os seguintes valores do coeficiente de correlação, entre teores de B-solo e B-alfafa: 0,83 - água quente; 0,87 - Mehlich-1; 0,89 - H_2SO_4 25 mmol L^{-1}; 0,83 - HCl 50 mmol L^{-1}. Em solos do Ceará, Silva & Ferreyra (1998) encontraram correlações altamente significativas entre teores de B-solo, extraídos por diversos métodos, e de B-girassol; contudo, a água quente foi o melhor extrator seguido do HCl e do manitol.

De maneira geral, os extratores ácidos, principalmente o Mehlich-1, têm-se comportado de maneira semelhante à extração com água quente naqueles experimentos que receberam doses crescentes de B. Questiona-se se esses resultados serão reproduzidos em solos com baixos teores de B, que representam a faixa de teores de maior preocupação agronômica. Para o Mehlich-1, a baixa concentração de B no extrato e a larga relação solo:solução de 1:10 acarretam problemas analíticos freqüentes, sendo os resultados muito variáveis. A faixa de teores na qual a deficiência de B ocorre indica a necessidade de determinação com método de dosagem com menor limite de deteção desse elemento para diagnosticar a disponibilidade do nutriente no solo.

Embora a extração de B pela água quente, usando o sistema de refluxo, seja o mais apropriado para diagnosticar a disponibilidade de B em várias partes do mundo, incluindo o Brasil (Ribeiro & Tucunango Sarabia, 1984; Bataglia & Raij, 1990), o processo é moroso em condições de rotina, pouco reprodutível e requer condições especiais de

análise. Dentre as dificuldades associadas à extração com água quente sob sistema de refluxo podem ser mencionadas as seguintes: (a) necessidade de vidraria isenta de B, de difícil obtenção e alto custo; (b) dificuldade de analisar um grande número de amostras por dia, e (c) dificuldade do controle de temperatura nas etapas de aquecimento e resfriamento da suspensão do solo.

Algumas propostas de modificação na etapa de extração de B em solos, usando a água quente sob sistema de refluxo, têm sido sugeridas nos últimos anos para que a essa análise torne-se mais atrativa e aplicável em condições de rotina. Ferreira & Cruz (1984) citados por Cruz & Ferreira (1984), com o objetivo de eliminar a ebulição sob condensador de refluxo, propuseram o emprego de agitação da suspensão solo-água, por 5 min, em banho-maria, aproximadamente a 70 °C. Os autores obtiveram correlação significativa entre o método convencional e a técnica modificada (r = 0,75) e entre o B extraído pelas plantas e o B extraído pelo método modificado (r = 0,85). Mahler et al. (1984) substituíram os vidros por plásticos e o aquecimento sob refluxo pelo aquecimento de água em copos, encontrando vantagens pelas facilidades de manipulação, menor trabalho, baixo investimento inicial de equipamento e melhor reprodutibilidade dos resultados. Abreu et al. (1994c) usaram saquinhos de plástico no lugar de vidros e o forno de microondas caseiro como fonte de aquecimento. A correlação obtida entre B extraído usando o método convencional (sob refluxo) e o forno de microondas foi de 0,98. Além disso, a extração de B do solo mostrou-se mais rápida, com maior precisão e reprodutibilidade. O coeficiente de variação foi de 19,2 e 4,2 %, usando o sistema de refluxo e o forno de microondas, respectivamente. Os altos valores de coeficiente de variação obtidos usando o sistema de refluxo foram devidos às dificuldades de identificar, com exatidão, o início do tempo de refluxo. Normalmente, a identificação é feita visualmente considerando o movimento de bolhas em suspensão. Desde que a extração de B é muito dependente do tempo de aquecimento (Odom, 1980), tal processo é muito mais sujeito a erros. Por outro lado, a extração de B usando o forno de microondas caseiro tem as condições de aquecimento mais controladas, sendo menos alteradas por erros e, conseqüentemente, mais reprodutível. Tal procedimento está em condições de rotina no laboratório de análise de solo do Instituto Agronômico desde 1994. Muitos outros laboratórios de vários Estados do País e do exterior utilizam este procedimento na rotina.

Zinco

Os coeficientes de correlação entre teores de Zn-solo e Zn-planta obtidos por vários autores expressam a real situação da pesquisa visando à seleção de métodos químicos para avaliar a disponibilidade Zn em solos brasileiros (Quadro 3). Ressalta-se que, com exceção dos trabalhos de Lantmann & Meurer (1982), Bataglia & Raij (1994) e Abreu & Raij (1996), em todos os demais, as amostras de solo receberam Zn via fertilizantes inorgânicos ou resíduos como escórias de siderurgia, vermicompostos ou biossólidos.

Os métodos mais testados são: HCl, Mehlich-1, EDTA e DTPA 7,3. Percebe-se que, em anos passados, a solução complexante EDTA era mais empregada na extração de Zn e, atualmente, está em desuso.

Quadro 3. Coeficientes de correlação entre teores de zinco de amostras de solos brasileiros por diferentes soluções extratoras e zinco nas plantas

HCl 0,1 mol L^{-1}	Mehlich-1	Mehlich-3	DTPA pH 7,3	EDTA	Fonte
0,79	0,79	-	-	0,85	Lantmann & Meurer (1982)
0,48	0,63	-	-	0,75	Lantmann & Meurer (1982)
0,80	-	-	0,89	0,87	Muraoka et al. (1983a)
-	0,40	-	-	0,74	Ribeiro & Tucunango Sarabia (1984)
0,73	0,75	-	NS	0,65	Paula et al. (1991)
0,85	0,85	-	0,87	-	Buzetti (1992)
0,58	0,57	-	0,61	0,52	Bataglia & Raij (1994)
-	0,61	-	0,71	-	Abreu & Raij (1996)
0,71	-	0,86	0,78	-	Anjos & Mattiazzo (2001)
-	0,95	-	0,96	-	Santos et al. (2002)
0,88	-	0,87	0,89	-	Simonete & Kiehl (2002)
0,89	-	0,90	0,93	-	Pires et al. (2003)
-	-	0,89	0,88	-	Martins et al. (2003)
-	0,79	0,80	0,83	-	Mantovani et al. (2004)
0,91	0,93	0,92	0,93	-	Borges & Coutinho (2004)

ns: Não-significativo. Todos os demais foram significativos, a pelo menos, 5 %.

Outro aspecto diz respeito aos baixos valores de correlação, se comparados com aqueles obtidos em trabalhos de pesquisa que buscam selecionar métodos para os macronutrientes. Além disso, não há como concluir qual desses extratores seria o melhor, uma vez que os valores das correlações estão muito próximos uns dos outros.

A concentração de Zn na solução do solo é sensível às variações de pH. O método de análise de solo, para ser eficiente, deverá detectar a alteração da disponibilidade de Zn diante das mudanças de pH. De maneira geral, os extratores ácidos não têm discriminado o efeito da calagem na disponibilidade de Zn. Lins (1975) verificou que o aumento do pH de 5,2 para 6,2 não alterou os teores de Zn extraídos de quatro solos de cerrado, pelo Mehlich-1. De forma similar, Ritchey et al. (1986) não verificaram efeito significativo de doses de calcário (7,5, 15 e 22,5 t ha^{-1}) nos teores de Zn extraídos de um Latossolo Vermelho-Escuro, pelos extratorse HCl e Mehlich-1. Bataglia & Raij (1994) e Abreu & Raij (1996), utilizando amostras de solos do Estado de São Paulo, também observaram que as soluções ácidas não foram capazes de discriminar satisfatoriamente a influência do pH do solo na disponibilidade de Zn. O mesmo foi verificado por Borges & Coutinho (2004) e Mantovani et al: (2004), em ensaios com biossólido e vermicomposto de lixo urbano.

Os resultados indicam que, nessa situação, o método DTPA tem superado as soluções ácidas. Atribui-se sua superioridade ao poder complexante, o que permite o acúmulo de Zn na solução extratora, mesmo em condições de baixa atividade do elemento em solução, em equilíbrio com formas lábeis. Os extratores ácidos não têm essa característica, dissolvendo parte do Zn do solo, independentemente de seu caráter lábil. Accioly et al. (2004) comentam que o uso de soluções ácidas para avaliar a disponibilidade de Zn em solos que receberam altas doses de calcário pode extrair formas mais estáveis do elemento, como o Zn ligado a hidróxidos e carbonatos, que não estariam disponíveis às plantas.

Cobre

O comportamento dos extratores de Cu do solo é bastante parecido e os valores de correlação são muito próximos entre si (Quadro 4). Conforme Camargo et al. (1982), em 87 % das amostras de solos estudadas houve correlação negativa entre o pH e o teor de Cu extraído com DTPA, enquanto em apenas 58 % das amostras foi obtida correlação entre o pH e o Cu extraído pela solução ácida (Mehlich-1). Galrão & Sousa (1985) observaram que, apesar de a extração com Mehlich-1 ter resultado em correlação significativa entre teores de Cu-solo e Cu-trigo (r = 0,47), esse método não foi tão eficiente em discriminar a aplicação de doses crescentes de sulfato de cobre como aconteceu com os extratores DTPA, Mehlich-3, e HCl. Posteriormente, Galrão (1988) confirmou a baixa capacidade de avaliação da disponibilidade Cu pelo Mehlich-1. Gimenez et al. (1992), objetivando avaliar a toxidez de Cu em mudas de cafeeiro, concluíram que os extratores DTPA e HCl apresentaram as melhores correlações com os teores de Cu nas raízes, parte da planta mais sensível à toxidez. Bertoni et al. (2000) avaliaram a eficiência do extrator DTPA na predição da disponibilidade de Cu em solo cultivado com arroz inundado. Segundo esses autores, o teor de Cu extraído pelo DTPA apresentou correlação altamente significativa com todas as variáveis estudadas: Cu-DTPA com Cu-teor arroz (r = 0,91); Cu-DTPA com Cu-acumulado no arroz (r = 0,80); Cu-DTPA com produção de matéria seca do arroz (r = 0,92). Cancela et al. (2001) observaram correlações elevadas entre o teor de Cu-milho e aquele extraído por DTPA, Mehlich-1, Mehlich-3 e AB-DTPA, cujos valores de correlação variaram de 0,64 (Mehlich-1) a 0,71 (Mehlich-3). Segundo esses autores, o Mehlich-3 foi considerado o extrator mais eficiente em avaliar a disponibilidade de Cu, seguido do DTPA. Pires & Mattiazzo (2003) observaram elevados coeficientes de correlação entre o teor de Cu extraído do solo pelo DTPA (r = 0,92), HCl (r = 0,95) e Mehlich-3 (r = 0,87) e o seu teor em plantas de arroz, comprovando a eficiência destes extratores na previsão da disponibilidade desse elemento em solos que receberam resíduos orgânicos. Considerando os valores dos coeficientes muito próximos, Pires & Mattiazzo (2003) indicam o uso do HCl em condições de rotina pela facilidade operacional deste método frente aos outros extratores.

Quadro 4. Coeficientes de correlação entre teores de cobre de amostras de solos brasileiros por diferentes soluções extratoras e cobre nas plantas

HCl 0,1 mol L^{-1}	Mehlich-1	Mehlich-3	DTPA pH 7,3	$MgCl_2$	Fonte
0,70	0,47	0,56	0,62	-	Galrão & Sousa (1985)
NS	NS	-	-	-	Barbosa Filho et al. (1990)
0,58	0,55	-	0,63	0,61	Gimenez et al. (1992)
0,96	0,96	-	0,97	0,89	Gimenez et al. (1992)
-	0,60	0,89	0,88	-	Abreu et al. (1996a)
-	0,67	0,58	0,55	-	Abreu et al. (1996a)
-	-	-	0,91	-	Bertoni et al. (2000)
NS	-	0,83	0,84	-	Anjos & Mattiazzo (2001)
-	0,64	0,71	0,69	-	Cancela et al. (2001)
0,85	-	0,83	0,87	-	Simonete & Kiehl (2002)
0,95	-	0,87	0,92	-	Pires & Mattiazzo (2003)
-	-	0,51	0,44	-	Martins et al (2003)
-	0,83	0,79	0,77	-	Mantovani et al. (2004)
0,83	0,19	0,60	NS	-	Borges & Coutinho (2004)

ns: Não-significativo. Todos os demais foram significativos, a pelo menos, 5 %.

Manganês

A análise do solo para Mn tem sua complexidade aumentada porque a disponibilidade desse elemento é grandemente influenciada pelas reações de oxirredução do solo. Apesar de os coeficientes de correlação entre os teores de Mn-solo e de Mn-planta serem baixos, os resultados de pesquisa são animadores, pois mostram a viabilidade da análise do solo como critério diagnóstico para avaliar a disponibilidade de Mn para as plantas (Quadro 5).

As soluções salinas, tamponadas ou não, têm sido eficientes em avaliar a disponibilidade de Mn para as plantas, de maneira contrária ao que ocorre para Cu e Zn. A eficiência dessas soluções deve-se ao fato de que parte do Mn do solo encontra-se na forma trocável (Valadares & Camargo 1983), ligada aos sítios de troca de cátions, por atração eletrostática ou forças de Coulomb, em equilíbrio direto e rápido com a solução do solo, podendo ser trocado com outros cátions em quantidades estequiométricas. Muraoka et al. (1983b) encontraram valores de correlação entre teores de Mn-solo e Mn-planta de 0,78 (NH_4OAc), 0,48 (DTPA) e 0,39 (EDTA). Abreu et al. (1994b) estabeleceram a extração com solução de $CaCl_2$ como um dos métodos que melhor estimaram o Mn, quando existiram mudanças na disponibilidade desse elemento decorrente da acidez do solo. Pavan & Miyazawa (1984) verificaram que os teores de Mn extraídos com NH_4OAc 1 mol L^{-1} pH 7,0 diminuíram consideravelmente com o aumento de pH. Os teores foram extremamente baixos, quando o pH do solo foi maior que 6,5.

De maneira geral, o comportamento das soluções ácidas e quelantes nas extrações de elementos do solo é bastante parecido, sendo as correlações entre esses métodos muito próximas, o que impede uma definição conclusiva sobre o melhor extrator. Entretanto, analisando situações mais específicas, observa-se uma tendência de aceitar o DTPA como a melhor opção. Abreu et al. (1996b) concluíram que o extrator DTPA 7,3 foi mais eficiente, em relação ao Mehlich-1, para avaliar a disponibilidade de Mn para as plantas em solos que receberam adubação com esse elemento. Esses autores observaram a capacidade do DTPA 7,3 em diferenciar os efeitos de fontes e doses de fertilizantes que continham Mn, o que é importante pelo fato de a concentração de Mn na planta, uma das características usadas para avaliar sua disponibilidade no solo, ter mostrado efeito interativo das fontes e de doses de Mn.

Quadro 5. Coeficientes de correlação entre teores de manganês de amostras de solos brasileiros por diferentes métodos de extração e manganês nas plantas

[Cl 0,1 mol L^{-1}	Mehlich-1	Mehlich-3	DTPA pH 7,3	Resina	Fonte
-	-	-	0,48	-	Muraoka et al. (1983b)
-	0,68	-	0,72	-	Rosolem et al. (1992)
-	0,65	-	0,58	0,64	Abreu et al. (1994a)
-	NS	-	NS	0,79	Abreu et al. (1994b)
-	0,83	0,91	0,87	-	Rodrigues et al. (2001)
0,81	-	0,82	0,65	-	Simonete & Kiehl (2002)
-	0,51	0,54	0,58	0,62	Abreu et al. (2004)
-	0,51	0,55	0,77	-	Mantovani et al. (2004)
0,87	0,89	0,91	0,91	-	Borges & Coutinho (2004)

ns: Não-significativo. Todos os demais foram significativos, a pelo menos, 5 %.

Rosolem et al. (1992), analisando a relação entre teor de Mn do solo e a concentração desse elemento em plantas de soja, observaram que, quando os teores de Mn no solo foram modificados pela adição de sulfato de Mn, o desempenho do DTPA (r = 0,72) foi ligeiramente superior ao do Mehlich-1 (r = 0,68). Resultados semelhantes foram verificados por Abreu et al. (1994a), aplicando doses crescentes de cloreto de Mn em dez amostras de solo do Estado de São Paulo. Esses autores encontraram coeficientes de correlação entre teores de Mn-soja e Mn-solo igual a 0,78, quando utilizaram o DTPA e 0,71 para o Mehlich-1. Resultados semelhantes foram obtidos por Mantovani et al. (2004), aplicando vermicomposto de lixo urbano em solo cultivado com alface. Eles observaram em solo arenoso uma maior eficiência do DTPA (r = 0,77) frente aos extratores Mehlich-1 (r = 0,51) e Mehlich-3 (r = 0,55), e, em solo argiloso, apenas o DTPA (r = 0,76) foi eficiente em avaliar a disponibilidade de Mn para a alface.

Há algumas situações em que a eficiência dos extratores, principalmente ácidos, é melhorada quando se inclui o valor de pH nas equações de regressão. Abreu et al. (1994a) relataram que os extratores DTPA, Mehlich-1 e HCl só foram eficazes em avaliar o Mn disponível para plantas de soja quando a interpretação considerou o valor de pH do solo. O mesmo foi verificado por Borges & Coutinho (2004) com a aplicação de biossólido na cultura do milho em um Latossolo Vermelho e um Neossolo Quartzarênico com os coeficentes de correlação variando de 0,33 (Mehlich-3) a 0,66 (HCl) no Latossolo Vermelho. Contudo, quando foi incluído o pH no modelo de regressão, houve melhora inportante na relação entre o Mn acumulado na planta e o determinado por meio dos extratores, no Latossolo Vermelho, encontrando-se R^2 = 0,742** para Mehlich-3, R^2 = 0,821*** para Mehlich-1 e R^2 = 0,859** para HCl, o que permitiu uma melhor interpretação da disponibilidade do Mn para as plantas nesse solo. No Neossolo, o efeito da inclusão do pH foi pouco marcante.

A proposta do uso de resinas de troca iônica em análise de solo para a determinação da disponibilidade de nutrientes é bastante antiga, principalmente para P. Além de P, K, Ca e Mg, a resina de troca de íons pode ser utilizada para avaliação da disponibilidade de S, Cu, Mo, Na, Cd, Pb e Mn. Usando como planta-teste a soja, Abreu et al. (1994a) encontraram valores de coeficientes de correlação entre os teores de Mn no solo e na parte aérea das plantas iguais a 0,64** (Resina) 0,65** (Mehlich-1) e 0,51** (DTPA). Em trabalho subseqüente com soja, esses coeficientes de correlação foram de 0,79* (Resina), $0,45^{ns}$ (Mehlich-1) e $0,40^{ns}$ (DTPA) (Abreu et al. (1994b). Contudo, quando os teores dos micronutrientes são muito baixos, torna-se difícil a quantificação pela resina por causa da larga relação solo:solução extratora (2,5 cm^3:50 mL). Tentando solucionar esse problema, Almeida (1999) propôs o uso de 2,5 cm^3 de solo para 25 mL de solução e modificou a solução extratora da resina (ácido clorídrico mais cloreto de amônio), adicionando citrato de amônio. Com a modificação, as extrações por troca iônica ($HCl + NH_4Cl$) e complexação (citrato de amônio), juntas no mesmo método, viabilizaram o uso de menor volume da solução extratora e possibilitaram a utilização do método para a determinação de Mn, Fe e S. Com base nessas informações, Abreu et al. (2004) compararam a eficiência da modificação do método da resina de troca de íons (adição do citrato de amônio) para extrair o Mn e o Fe disponíveis do solo, com os métodos tradicionalmente usados (DTPA, AB-DTPA, Mehlich-1 e Mehlich-3). Segundo esses

autores, para a soja, foram obtidas correlações positivas entre teor de Mn do solo e Mn na planta para todos os métodos (Resina r = 0,62*; DTPA r = 0,58*, Mehlich-1 r = 0,51* e Mehlich-3 r = 0,54*), com exceção do AB-DTPA, concluindo ser a resina tão eficiente quanto os outros métodos para avaliar a disponibilidade de Mn para a soja. Por outro lado, para o milho, nenhum método foi eficiente em avaliar a disponibilidade de Mn, mesmo incluindo os teores de matéria orgânica e da granulometria nos cálculos dos modelos preditivos, ou a separação dos solos de acordo com essas características.

Ferro

As pesquisas desenvolvidas no País visando à seleção de extratores para avaliar a disponibilidade de Fe para as plantas são muito incipientes. As soluções extratoras mais comumente empregadas são Mehlich-1, DTPA e HCl (Quadro 6). Para quantificar o Fe, geralmente, aproveita-se o extrato usado para determinar o Zn, Cu ou Mn disponível em solos. Dentre os poucos trabalhos que visam selecionar extratores de Fe, cita-se o de Camargo et al. (1982). Esses autores estudaram o efeito do pH na extração de Fe, Cu, Mn e Zn pelas soluções de Mehlich-1 e DTPA em 24 amostras superficiais de solos do Estado de São Paulo. Concluíram que ambos foram eficientes, embora os teores de Fe extraídos com DTPA tenham se correlacionado melhor com o pH em relação ao extrator ácido. Em solos que receberam doses de calcário, que elevaram o pH a mais de 6,6, houve aumento no teor de Fe extraído pela solução de Mehlich-1. Ressaltam-se os trabalhos de Defelipo et al. (1991) e Amaral Sobrinho et al. (1993). Esses últimos autores obtiveram um coeficiente de correlação entre teores de Fe no solo e Fe no sorgo de 0,92* (Mehlich-1) e de 0,65* (DTPA).

Em decorrência dos altos teores de Fe encontrados em solos brasileiros, problemas relacionados com a toxidez são mais comuns do que aqueles relacionados com a deficiência. Portanto, para o Fe, é importante analisar, especialmente, o comportamento dos extratores em amostras com teores elevados, faixa de maior interesse agronômico. Neste contexto, Abreu et al. (1998) compararam a capacidade de extração das soluções de $CaCl_2$ 10 mmol L^{-1}, DTPA 5,3, Mehlich-1 (1:10), Mehlich-1 (1:4) e Mehlich-3 com a solução de DTPA 7,3, método oficial no Estado de São Paulo para a extração de Fe

Quadro 6. Coeficientes de correlação entre teores de ferro de amostras de solos brasileiros por diferentes métodos de extração e ferro nas plantas

Solução extratora					Fonte
HCl 0,1 mol L^{-1}	Mehlich-1	Mehlich-3	DTPA pH 7,3	Resina	
-	0,92	-	0,65	-	Amaral Sobrinho et al. (1993)
0,78	-	0,68	0,72	-	Simonete & Kiehl (2002)
-	0,44	0,62	0,51		Rodrigues et al. (2001)
NS	NS	NS	NS	NS	Abreu et al. (2004)

ns: Não-significativo. Todos os demais foram significativos, a pelo menos, 5 %.

disponível do solo. A solução de $CaCl_2$ extraiu pequenos teores de Fe. A amplitude de variação foi de 0,1 a 6,1 mg dm^{-3} e a maior parte dos valores ficou entre 0,1 e 0,5 mg dm^{-3}. Atente-se que esses baixos valores foram obtidos em amostras de solos com teores elevados de Fe extraídos pelo DTPA 7,3. Essa situação deverá ser agravada em amostras de solos com teores baixos em Fe. Dentre os métodos testados, o DTPA 5,3 foi o que apresentou a maior correlação com o DTPA 7,3 (r = 0,96), e os extratores Mehlich-1 (r = 0,81) e $CaCl_2$ (r = 0,66) apresentaram as mais baixas correlações. Em solos da Amazônia, Rodrigues et al. (2001) verificaram que as melhores correlações foram obtidas entre o teor de Fe na matéria seca do arroz e o teor deste elemento extraído pela solução de Mehlich-3 (r = 0,62), seguida pelo DTPA (r = 0,51) e pelo Mehlich-1 (r = 0,44). Esses extratores também foram eficientes em avaliar a disponibilidade de Fe na cultura do milho que recebeu aplicação de biossólido (Simonete & Kiehl, 2002), sendo os coeficientes de correlação entre teores de Fe-planta e Fe-solo significativos para HCl (r = 0,78), DTPA pH 7,3 (r = 0,72) e o Mehlich-3 (r = 0,68). Esses resultados diferem daqueles obtidos por Abreu et al. (2004) que não observaram, em nenhuma situação, correlação significativa entre o teor de Fe solo extraído pelos métodos DTPA, AB-DTPA, Mehlich-1, Mehlich-3 e resina, e o seu teor nas culturas de soja e milho.

Molibdênio

Embora a análise de solo para avaliar o Mo disponível seja pouco praticada no Brasil, as respostas das culturas à aplicação desse micronutriente são bastante acentuadas.

Dos diferentes tipos de extratores propostos para avaliar a disponibilidade de Mo e usados com relativo sucesso, estão o oxalato de amônio, pH 3,3 (Wang et al., 1994), água quente (Lowe & Massey, 1965), resina de troca aniônica (Jarrel & Dawson, 1978) e o AB-DTPA (Pierzynski & Jacobs, 1986).

Geralmente, a quantidade de Mo extraída pelo oxalato de amônio é, muitas vezes, maior que a extraída por outros métodos e com correlações menores com a absorção de Mo pelas plantas (Lowe & Massey, 1965; Little & Kerridge, 1978; Burmerster et al., 1988). Por outro lado, correlações positivas entre teores de Mo-solo e Mo nas espécies de *Triticum* sp., *Gropyron cristhatum* e *Medicago sativa* foram obtidas por Wang et al. (1994) em solos que receberam Na_2MoO_4. A mudança de pH de 3,3 para 6,0 da solução de oxalato de amônio possibilitou a significância da correlação (r = 0,81) entre os teores de Mo-oxalato de amônio (pH 6,0) e Mo-fumo (Liu et al., 1996).

A resina de troca iônica tem sido usada com sucesso para extrair Mo (Jarrel & Dawson, 1978; Boon, 1984; Ritchie, 1988). As resinas são produtos sintéticos que apresentam uma rede tridimensional de cadeias de hidrocarbonetos, que contêm grupamentos funcionais com cargas elétricas. A estrutura é porosa e flexível, podendo expandir e reter solutos em seu interior. A extração é contínua dentro do tempo proposto pelo método, ocorrendo uma transferência do metal do solo para a resina. Geralmente, emprega-se a resina tipo AG1-X4 de troca aniônica saturada com Cl^-. As boas correlações encontradas entre teores de Mo-resina e Mo-planta devem-se à sua seletividade (Dallpai, 1996).

Poucas são as experiências brasileiras com análise de solo para o Mo. Os estudos têm enfocado mais o levantamento dos teores totais e extraíveis de Mo, utilizando diversas soluções químicas (Dantas & Horowitz, 1976; Horowitz, 1978; Catani et al., 1970; Bataglia et al., 1976). Nesses estudos, a absorção de Mo pelas plantas não foi correlacionada com os teores no solo, impedindo uma conclusão quanto à eficiência dos métodos em avaliar sua disponibilidade. Para o Estado de Pernambuco, Dantas & Horowitz (1976) observaram que o teor de Mo aumentou do horizonte A para o B. As variações foram de 0,35 a 0,80 mg kg^{-1}, para o Latossolo, e de 0,27 a 1,43 mg kg^{-1}, para o Podzólico, empregando-se solução ácida de oxalato de amônio. Posteriormente, Horowitz (1978) encontrou teores na faixa de 0,03 a 0,12 mg kg^{-1}, considerados muito baixos, em onze amostras de solos da zona Litoral - Mata do Estado de Pernambuco, utilizando o mesmo extrator químico. Em três amostras de solos do Estado de São Paulo, Catani et al. (1970) avaliaram a extração de Mo pelas soluções de ácido sulfúrico, ácido fluorídrico em ácido sulfúrico, ácido oxálico e oxalato de amônio. Concluíram que a solução de ácido fluorídrico em ácido sulfúrico pode ser usada em análise de rotina para extração de Mo do solo, uma vez que o método e as técnicas são simples. Bataglia et al. (1976) obtiveram valores muito baixos de Mo (0,11 a 0,16 mg dm^{-3}), utilizando o oxalato de amônio a pH 3,3.

Apesar do êxito de alguns trabalhos em quantificar o Mo em solos, há ainda sérias restrições ao uso dessas soluções extratoras em condições de rotinas dos laboratórios de análise de solo.

Classes de Interpretação dos Teores de Micronutrientes no Solo

Se para alguns macronutrientes não há muita concordância sobre os critérios de qualificação dos resultados de análise de solos em classes de teores, para micronutrientes, a situação é mais crítica, pela dificuldade de realizar, em condições de campo, ensaios de calibração da análise de solo. Entretanto, em alguns Estados, já existem tabelas de interpretação dos resultados da análise de solo para os micronutrientes, definidas por órgãos oficiais, como Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Quadro 7), Paraná (Quadro 8), Espírito Santo (Quadro 9), São Paulo (Quadros 10 e 11), Minas Gerais (Quadro 12) e região dos Cerrados (Quadro 13).

Cabe ressaltar que as deficiências de micronutrientes estão fortemente associadas às espécies vegetais e até às variedades. Portanto, a interpretação da análise de solo para micronutrientes é incluída somente em tabelas de adubação de São Paulo, quando, para a cultura em questão, tem sido constatada deficiência freqüente de micronutrientes (Quadros 10 e 11).

Embora Alvarez V. et al. (1999) relatem que há poucos trabalhos de calibração em Minas Gerais, as classes de interpretação da análise do solo para micronutrientes são mais subdivididas (Quadro 12) em relação às interpretações recomendadas em outros Estados.

A região dos Cerrados tem mostrado respostas mais acentuadas ao uso de micronutrientes, notadamente de Zn, Cu, B e Mn. Entretanto, trabalhos de campo

específicos para avaliação de níveis críticos apenas recentemente receberam atenção da pesquisa; no passado, o enfoque era muito mais na avaliação da resposta a doses de micronutrientes. Cabe ressaltar os trabalhos de Galrão (1993, 1995, 1996), procurando estabelecer níveis críticos de Zn por vários extratores para as culturas da soja e do milho em solos de cerrado. Mais recentemente, Galrão (2002) estabeleu critérios para interpretação de análise de solos para a região Centro-Oeste (Quadro 13).

Quadro 7. Interpretação dos resultados da análise de solo para micronutrientes nos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina

Teor Classe	B Água quente	Cu HCl 0,1 mol L^{-1}	Zn HCl 0,1 mol L^{-1}	Mn Mehlich-1	Fe Oxalato de amônio pH 3,0
	mg dm^{-3}				g dm^{-3}
Baixo	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 2,5	-
Médio	0,1-0,3[1]	0,2-0,4	0,2-0,5	2,5-5,0	-
Alto	> 0,3	> 0,4	> 0,5	> 5,0	> 5,0[2]

[1] Para a cultura da videira, o teor adequado de boro no solo varia de 0,6 a 1,0 mg dm^{-3}. [2] O valor 5 g dm^{-3} pode estar relacionado com a toxidez de Fe ("brozeamento"), ocorrida em alguns cultivares de arroz irrigado.
Fonte: Adaptado de SBCS-CQFS (2004).

Quadro 8. Interpretação dos resultados da análise de solo para micronutrientes no Estado do Paraná

Teor Classe	B		DTPA				Mehlich-1			
	Água quente	HCl 0,05 mol L^{-1}	Cu	Fe	Mn	Zn	Cu	Fe	Mn	Zn
	mg dm^{-3}									
Baixo	< 0,2	< 0,3	< 0,3	< 4,0	< 0,8	< 0,6	< 0,4	< 15,0	< 4,0	< 0,8
Médio	0,3-0,4	0,3- 0,6	0,4-0,9	5,0-8,0	0,8-1,0	0,7-1,5	0,5-1,5	16,0-40,0	5,0-8,0	0,9-1,5
Bom	0,5-0,6	-	1,0-2,0	9,0-30,0	1,1-5,0	1,6-3,0	1,6-2,0	40,1-60,0	9,0-12,0	1,6-2,0
Alto	0,6-1,5	0,7-1,0	> 3,0	31,0-90,0	5,1-30,0	3,1-6,0	> 2,0	> 60,1	> 12,1	> 2,1
Excesso	3,0		6,0	300,0	150,0	30,0	8,0	300,0	150,0	30

Fonte: Adaptado de Costa & Oliveira (1998).

Quadro 9. Interpretação dos resultados da análise de solo para micronutrientes no Estado do Espírito Santo

Teor Classe	B $BaCl_2$ a quente	Mehlich-1 Cu	Zn	Mn	Fe
	mg dm^{-3}				
Muito baixo	-	≤ 0,5	≤ 4,0	≤ 5	≤ 20
Baixo	≤ 0,3	0,6-1,5	4,1-6,9	6-11	21-31
Médio	0,4-0,6	1,6-20,0	7,0-40,0	12-130	32-200
Alto	> 0,6	> 20,0	> 40	> 130	> 200

Fonte: Adaptado de Dadalto & Fullin (2001).

Quadro 10. Interpretação dos resultados da análise de solo para micronutrientes no Estado de São Paulo

Teor	B	DTPA pH 7,3			
	Água quente	Cu	Zn	Mn	Fe
	mg dm^{-3}				
Baixo	0–0,20	0–0,2	0–0,5	0–1,2	0–4
Médio	0,21–0,60	0,3–0,8	0,6–1,2	1,3–5	5–12
Alto	> 0,60	> 0,8	> 1,2	> 5	> 12

Fonte: Adaptado de Raij et al. (1996).

Quadro 11. Inclusão ou não dos micronutrientes na adubação com base na análise de solo e nas respostas de algumas culturas no Estado de São Paulo

Cultura	Micronutriente				
	B	Cu	Zn	Mn	Fe
Milho	Não	Não	Sim	Não	Não
Trigo	Sim	Não	Sim	Não	Não
Sorgo	Não	Não	Sim	Não	Não
Café	Sim	Sim	Sim	Sim	Não
Soja	Não	Não	Sim	Sim	Não
Algodão	Sim	Não	Não	Não	Não
Cebola	Sim	Sim	Sim	Não	Não

Fonte: Adaptado de Raij et al. (1996).

Quadro 12. Interpretação dos resultados da análise de solo para micronutrientes no Estado de Minas Gerais

Teor	B	Mehlich-1			
Classe	Água quente	Cu	Zn	Mn	Fe
	mg dm^{-3}				
Muito baixo	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,4	≤ 2	≤ 8
Baixo	0,16–0,35	0,4–0,7	0,5–0,9	3–5	9–18
Médio	0,36–0,60	0,8–1,2	1,0–1,5	6–8	19–30
Bom	0,61–0,90	1,3–1,8	1,6–2,2	9–12	31–45
Alto	> 0,90	> 1,8	> 2,2	> 12	> 45

O limite superior da classe média indica o nível crítico.

Fonte: Adaptado de Alvarez V. et al. (1999).

Quadro 13. Interpretação dos resultados da análise de solo para micronutrientes em condições de Cerrados

Teor Classe	B Água quente	Mehlich-1 Cu	Zn	Mn
	mg dm^{-3}			
Baixo	0-0,2	0-0,4	0-1,0	0-1,9
Médio	0,3-0,5	0,5-0,8	1,1-1,6	2,0-5,0
Alto	> 0,5	> 0,8	> 1,6	> 5,0

Fonte: Adaptado de Sousa & Lobato (2002).

Análise de Plantas para Avaliar a Disponibilidade de Micronutrientes

A aptidão das plantas em absorver e utilizar os micronutrientes reflete-se nos seus teores nas plantas e em seu equilíbrio nutricional. Podem-se obter informações úteis sobre esses teores por intermédio da análise química de certos tecidos.

O uso da diagnose foliar baseia-se nas premissas de que existem, dentro de limites, relações diretas entre: dose de nutriente e produção; dose de nutriente e teor no solo e foliar e teor foliar e produção.

A composição dos tecidos vegetais é influenciada pelos seguintes fatores:

- própria planta, como espécie ou cultivar, estádio vegetativo ou idade da planta, distribuição e funcionamento das raízes, produção de frutos;
- ambiente natural ou cultural, como variações climáticas, suprimento de água, estado sanitário da planta e manejo do solo;
- interações entre elementos minerais, dentre outros.

Considerações insuficientes dos efeitos interativos desses fatores sobre a composição mineral da planta são, provavelmente, a origem de certos fracassos registrados na utilização da análise foliar em programas de adubação. Em virtude desses fatores mencionados, a padronização na amostragem para análise foliar deve ser bastante detalhada (Quadros 14 a 21). Com relação à escolha da parte da planta a ser amostrada, a maioria dos autores cita a folha recentemente madura como a mais indicada; entretanto, há na literatura recomendações específicas a cada cultura.

A determinação dos teores adequados dos micronutrientes para as culturas é uma das fases da diagnose foliar que demanda grande esforço por parte da pesquisa. Contudo, já existem informações disponíveis sobre teores foliares adequados para algumas culturas mais importantes no Brasil e que podem ser usadas como um guia básico para interpretação dessa técnica de diagnose (Quadro 22).

No caso de culturas sobre as quais não se estabeleceram ainda bases para interpretação dos resultados analíticos, é preferível comparar dados de plantas aparentemente normais com os de plantas que apresentam alguma anomalia.

Quadro 14. Procedimentos para amostragem de folhas em cereais

Cultura	Descrição da amostragem
Arroz	Folha bandeira, coletada no início do florescimento. Mínimo 50 folhas.
Aveia	Folha bandeira, coletada no início do florescimento. Mínimo 50 folhas.
Centeio	Folha bandeira, coletada no início do florescimento. Mínimo 50 folhas.
Cevada	Folha bandeira, coletada no início do florescimento. Mínimo 50 folhas.
Milho	Terço médio da folha da base da espiga, na fase de pendoamento (50 % das folhas pendoadas).
Sorgo	Folha + 4 ou quarta folha com a bainha visível, contada a partir do ápice, no florescimento.
Trigo	Folha bandeira, coletada no início do florescimento. Mínimo 50 folhas.
Triticale	Folha bandeira, coletada no início do florescimento. Mínimo 50 folhas.

Fonte: Adaptado de Raij et al. (1996) e Silva (1999).

Quadro 15. Procedimentos para amostragem de folhas em plantas estimulantes

Cultura	Descrição da amostragem
Cacau	Amostrar 25 plantas, 8 semanas após o florescimento principal; coletar a 2ª e 3ª folha verde, a partir do ápice do ramo, da altura média da planta, 4 folhas por árvore.
Café	Retirar amostras de ramos frutíferos no início do verão (dezembro e janeiro), de talhões homogêneos, amostrando 50 plantas, 2 folhas por planta, 3º par a partir do ápice dos ramos, da altura média da planta, igual a número de folhas de cada um dos lados das linhas de cafeeiros. Plantas anômalas não devem ser amostradas ou podem ser amostradas à parte.
Chá	Amostrar 25 plantas, de maio a junho, retirando a 2ª folha, a partir dos ramos não lignificados.
Fumo	Amostrar 30 plantas, folha superior totalmente desenvolvida, no florescimento.

Fonte: Adaptado de Raij et al. (1996) e Silva (1999).

Quadro 16. Procedimentos para amostragem de folhas em frutíferas

Cultura	Descrição da amostragem
Abacate	Coletar em fevereiro ou março, folhas recém-expandidas com idade entre 5 e 7 meses, da altura média das copas. Amostrar 50 árvores.
Abacaxi	Amostrar, pouco antes da indução floral, uma folha recém-madura "D" (normalmente, a 4ª folha a partir do ápice). Cortar as folhas em pedaços de 1 cm de largura, eliminando a porção basal sem clorofila. Homogeneizar e separar cerca de 200 g para envio ao laboratório. Amostrar 50 plantas.
Acerola	Amostrar, nos quatro lados da planta, folhas jovens totalmente expandidas, de ramos frutíferos. Amostrar 50 plantas.
Banana	Amostrar 5-10 cm do terço médio da 3ª folha a partir da inflorescência, eliminando-se a nervura central e metades periféricas. Amostrar 30 plantas.
Citros	Amostrar a 3ª folha a partir do fruto, gerada na primavera, com 6 meses de idade, em ramos com frutos de 2 a 4 cm de diâmetro. Amostrar 100 árvores (4 folhas por árvore) para cada talhão homogêneo.
Figo	Amostrar folha recém-madura e totalmente expandida, da porção mediana do ramo. Amostrar 100 árvores (4 folhas por árvore).
Goiaba	Amostrar o 3º par de folhas recém-maduras (com pecíolo), em pleno florescimento. Amostrar 25 árvores (4 folhas por árvore).
Maça	Amostrar folha recém-madura e totalmente expandida. Amostrar 100 árvores (4 a 8 folhas por planta) para talhão homogêneo.
Macadâmia	Amostrar folha recém-madura e totalmente expandida, no meio do último fluxo de vegetação. Amostrar 100 árvores (4 folhas por planta) para talhão homogêneo.
Mamão	Amostrar 15 pecíolos de folhas jovens, totalmente expandidas e maduras (17 a 20ª folha a partir do ápice), com uma flor visível na axila.
Manga	Amostrar folhas do meio do fluxo de vegetação, de ramos com flores na extremidade. Amostrar 80 árvores (4 folhas por planta) para talhão homogêneo.
Maracujá	Amostrar 3ª ou 4ª folha a partir do ápice de ramos não sombreados; alternativamente, coletar a folha com botão floral na axila, prestes a se abrir . Amostrar 20 folhas no outono.
Pêssego	Amostrar folha recém-madura e totalmente expandida, no meio do último fluxo de vegetação. Amostrar 100 árvores (4 folhas por planta) para talhão homogêneo.
Uva	Amostrar folha recém-madura mais nova, contada a partir do ápice dos ramos. Amostrar 100 folhas.

Fonte: Adaptado de Raij et al. (1996), Silva (1999) e Natale et al. (1996) citado por Silva (1999).

Quadro 17. Procedimentos para amostragem de folhas em hortaliças

Cultura	Descrição da amostragem
Abóbora	9ª folha a partir da ponta, no início da frutificação. Amostrar 15 plantas.
Agrião	Folhas compostas do topo da planta. 25 plantas.
Aipo	Parte aérea; 70 dias após o transplante. 20 plantas.
Alcachofra	Folha desenvolvida; 180 dias após a brotação. 15 plantas
Alface	Folha recém-desenvolvida; metade a 2/3 do ciclo. 15 plantas
Alho	Folha recém-desenvolvida, porção não-branca; início da bulbificação. 15 plantas.
Aspargo	Folha superior, a mais recém-desenvolvida. 15 plantas.
Berinjela	Pecíolo da folha recém-desenvolvida. 15 plantas
Beterraba	Folha recém-desenvolvida. 20 plantas.
Brócolo	Folha recém-desenvolvida, na época da formação da cabeça. 15 plantas.
Cebola	Folha mais jovem, na metade do ciclo de crescimento. 20 plantas.
Cenoura	Folha recém-madura, na metade a 2/3 do desenvolvimento. 20 plantas.
Chicória	Folha mais velha, na formação da 8ª folha. 15 plantas.
Couve	Folha recém-desenvolvida. 15 plantas.
Couve-flor	Folha recém-desenvolvida, na época da formação da cabeça. 15 plantas.
Ervilha	Folíolo recém-desenvolvido, no florescimento. 50 folíolos.
Espinafre	Folha recém-desenvolvida, 30 a 50 dias. 20 plantas.
Feijão-vagem	4ª folha a partir da ponta, do florescimento ao início da formação das vagens. 30 plantas.
Jiló	Folha recém-desenvolvida, no florescimento. 15 plantas.
Melancia	5ª folha a partir da ponta, excluindo o tufo apical, da metade até 2/3 do ciclo. 15 plantas.
Melão	5ª folha a partir da ponta, excluindo o tufo apical, da metade até 2/3 do ciclo. 15 plantas.
Morango	3ª ou 4ª folha recém-desenvolvida (sem pecíolo), no início do florescimento. 30 plantas.
Nabo	Folha recém-desenvolvida, no engrossamento das raízes. 20 plantas.
Pepino	5ª folha a partir da ponta, excluindo o tufo apical, início do florescimento.15 plantas.
Pimenta	Folha recém-desenvolvida, do florescimento à metade do final do ciclo. 25 plantas.
Pimentão	Folha recém-desenvolvida, do florescimento à metade do final do ciclo. 25 plantas.
Quiabo	Folha recém-desenvolvida, no início da frutificação (40-50 dias). 25 plantas.
Rabanete	Folha recém-desenvolvida. 30 plantas.
Repolho	Folha envoltória, 2 a 3 meses. 15 plantas.
Salsa	Parte aérea. 30 plantas
Tomate	Folha com pecíolo, por ocasião do 1º fruto maduro. 25 plantas

Fonte: Adaptado de Raij et al. (1996) e Silva (1999).

Quadro 18. Procedimentos para amostragem de folhas em leguminosas e oleaginosas

Cultura	Descrição da amostragem
Amendoim	No florescimento; folhas de 50 plantas, tufo apical do ramo principal.
Feijão	No florescimento, 3ª folha com pecíolo, tomada no terço médio de 30 plantas.
Girassol	5ª a 6ª folha abaixo do capítulo (cabeça), no florescimento; amostrar 30 plantas.
Soja	No florescimento, 3ª folha com pecíolo de 30 plantas.

Fonte: Adaptado de Raij et al. (1996) e Silva (1999).

Quadro 19. Procedimentos para amostragem de raízes e tubérculos

Cultura	Descrição da amostragem
Batata	Amostrar 30 plantas, aos 30 dias, retirando a 3ª folha a partir do tufo apical.
Batata-doce	Amostrar 15 plantas, aos 60 dias do plantio, retirando as folhas mais recentes totalmente desenvolvidas.
Mandioca	Amostrar 30 plantas, retirando o limbo (folíolo) das folhas mais jovens totalmente expandidas, 3-4 meses após o plantio.

Fonte: Adaptado de Raij et al. (1996) e Silva (1999).

Quadro 20. Procedimentos para amostragem de gramíneas e forrageiras

Cultura	Descrição da amostragem
Leguminosa forrageira (Soja perene)	Amostrar durante a fase de crescimento ativo (novembro a fevereiro).Amostrar a ponta dos ramos desde o ápice até a 3ª ou 4ª folha desenvolvida.
Leguminosa forrageira (Estilosantes)	Amostrar durante a fase de crescimento ativo (novembro a fevereiro). Ponteiro da planta (cerca de 15 cm).
Leguminosa forrageira (Leucena)	Amostrar durante a fase de crescimento ativo (novembro a fevereiro). Ramos novos com diâmetro até 5 mm.
Leguminosa forrageira (Alfafa)	Terço superior da planta no início do florescimento.
Leguminosa forrageira (Guandu)	Amostrar durante a fase de crescimento ativo (novembro a fevereiro).
Gramíneas Forrageiras (Colonião, Napier, Coast-cross)	Amostrar durante a fase de crescimento ativo (novembro a fevereiro). Brotação nova e folhas verdes.
Gramíneas forrageiras (Tifton, Braquiarão, Andropógon, Braquiária, Ipean, Australiana, Batatais, Gordura)	Amostrar durante a fase de crescimento vegetativo (novembro a fevereiro). Brotação nova e folhas verdes.

Fonte: Adaptado de Raij et al. (1996) e Silva (1999).

Quadro 21. Procedimentos para amostragem de outras culturas de interesse econômico

Cultura	Descrição da amostragem
Plantas ornamentais e flores	Folhas maduras e totalmente expandidas.
Cana-de-açúcar	Amostrar 30 plantas durante a fase de maior desenvolvimento vegetativo da cana-de-açúcar, retirando os 20 cm centrais da folha + 1 (folha mais alta com colarinho visível - "TVD"), excluindo a nervura central.
Pupunha	Amostrar 20 plantas com altura superior a 1,6 m (do solo até a inserção da folha mais nova), durante a fase de maior desenvolvimento vegetativo (novembro a março). Retirar os folíolos da parte mediana da folha +2 (segunda folha mais nova com limbo totalmente expandido).
Seringueira	Amostrar 25 plantas no verão. Em árvores até de 4 anos, retirar duas folhas mais desenvolvidas da base de um buquê terminal situado no exterior da copa e em plena luz. Em árvores de mais de 4 anos, colher duas folhas mais desenvolvidas no último lançamento maduro em ramos baixos na copa em áreas sombreadas.
Florestas (Eucalipto e Pinus)	Amostrar 20 plantas por gleba homogênea (< 50 ha) no fim do inverno. Folhas-recém maduras, normalmente o penúltimo ou antepenúltimo lançamento de folhas dos últimos 12 meses. Para as variedades mais responsivas à adubação, retira-se uma folha de cada ponto cardeal do terço médio da copa, no antepenúltimo lançamento de folhas e galhos.
Algodão	Amostrar 30 plantas, no florescimento, coletando os limbos da 5ª folha a partir do ápice da haste principal.

Fonte: Adaptado de Raij et al. (1996) e Silva (1999).

Quadro 22. Faixa de suficiência de teores de micronutrientes em folhas de plantas anuais e perenes e na parte aérea de forrageira

Cultura	Boro	Cobre	Zinco	Manganês	Ferro	Molibdênio
Culturas anuais	mg kg^{-1}					
Algodão [1]	40-100	8-20	20-60	50-350	50-250	1-2
Amendoim [1]	20-60	10-50	20-150	50-350	50-300	0,1-1,4
Arroz [2]	4-25	3-25	10-50	70-400	70-200	0,1-0,3
Aveia [2]	5-20	5-25	15-70	25-100	40-150	0,2-0,3
Cevada [2]	5-20	5-25	15-70	20-100	25-100	0,1-0,2
Ervilha [3]	100-110	15-20	80-100	40-50	100-120	0,6-1,0
Feijão [4]	15-26	4-20	18-50	15-100	40-140	0,5-1,5
Girassol [4]	35-100	25-100	30-80	10-20	80-120	-
Mandioca [5]	15-50	5-25	35-100	25-100	60-200	0,11-0,18
Milho [2]	10-25	6-20	15-100	20-200	30-250	0,1-0,2
Soja [4]	21-55	10-30	20-50	20-100	50-350	1,0-5,0
Sorgo [2]	4-20	5-20	15-50	10-190	65-100	0,1-0,3
Trigo [1]	5-20	5-25	15-70	25-100	50-150	0,1-0,2
Culturas perenes						
Abacate [1]	50-100	5-15	30-150	30-650	50-200	-
Abacaxi [1]	30-40	9-12	10-15	50-200	100-200	-
Acerola [6]	25-100	5-15	30-50	15-50	50-100	-
Banana [6]	10-25	6-30	20-50	200-2000	80-360	-
Café [1]	40-100	6-50	10-70	50-300	70-300	0,1-0,5
Cana-de-açúcar [7]	10-30	6-15	10-50	25-250	40-250	0,05-0,20
Citros [1]	35-100	5-20	25-200	25-500	50-200	0,1-1,0
Eucalipto [8]	30-50	7-10	35-50	400-600	150-200	0,5-1,0
Goiaba [3]	-	10-16	28-32	202-398	144-162	-
Mamão [5]	20-30	4-10	15-40	20-150	25-100	-
Manga [5]	50-100	10-50	20-40	50-100	50-200	-
Maracujá [5]	40-100	10-15	25-60	40-250	120-200	1,0-1,2
Pinus [8]	12-25	4-7	30-45	250-600	100-200	-
Pupunha [7]	12-30	4-10	15-40	30-150	40-200	-
Seringueira [7]	20-70	10-15	20-40	40-150	50-120	-
Forrageiras						
Andropogon [9]	10-20	4-12	20-50	40-250	50-250	-
B. brizantha [9]	10-25	4-12	20-50	40-250	50-250	-
B. decumbens [9]	10-25	4-12	20-50	40-250	50-250	-
Coast-cross [9]	10-25	4-14	30-50	40-200	50-200	-
Colonião [9]	10-30	4-14	20-50	40-200	50-200	-
Guandu [9]	20-50	6-12	25-50	40-200	40-200	-
Leucena [9]	25-50	5-12	20-50	40-150	40-250	-
Napier [9]	10-25	4-17	20-50	40-200	50-200	-
Soja perene [9]	30-50	5-12	20-50	40-150	40-250	-
Stylosanthes [9]	25-50	6-12	20-50	40-200	40-250	-
Tifton [9]	25-30	4-20	15-70	20-300	50-200	-

Fonte: Galrão (2002) citando vários autores: [1] Bataglia (1991). [2] Cantarella et al. (1996). [3] Malavolta et al. (1989). [4] Ambrosano et al. (1996). [5] Lorenzi et al. (1996). [6] Quaggio et al. (1996). [7] Raij et al. (1996). [8] Gonçalves et al. (1996). [9] Werner et al. (1996).

Diagnose Visual - Sintomas de Deficiência e Toxidez de Micronutrientes em Plantas

A diagnose visual é uma técnica baseada no fato de que as plantas com deficiência acentuada ou toxidez de um micronutriente normalmente apresentam sintomas definidos e característicos dos distúrbios causados pela falta ou excesso deste nutriente. Sua principal vantagem está no fato de que a planta age como integradora de todos os fatores de crescimento e constitui o produto final de interesse do produtor. Outra vantagem é que não requer equipamentos sofisticados e caros e pode ser usada como complemento às outras técnicas de diagnose da fertilidade do solo ou estado nutricional da planta.

A manifestação externa de carência ou excesso de determinado micronutriente pode ser concebida como o último passo de uma seqüência de eventos (Figura 2).

Existem muitas informações para auxiliar no desenvolvimento de habilidade na identificação de deficiências e toxidez de micronutrientes. Elas estão em boletins, cartazes, livros e panfletos que mostram os vários sintomas em estampas coloridas. Além disso, parcelas experimentais ou faixas demonstrativas no campo, com tratamentos conhecidos, podem ajudar a calibrar os testes e a análise visual. Mas é sempre bom lembrar que: (a) os sintomas de deficiência e de toxidez nem sempre são claramente definidos; (b) o mascaramento advindo de outros nutrientes, doenças e ataque de insetos, pode dificultar a correta diagnose de campo; (c) os sintomas de deficiência sempre indicam fome severa, nunca deficiência leve ou moderada, e (d) muitas culturas iniciam queda na produção muito antes de os sintomas de deficiência ou toxidez tornarem-se evidentes. A situação, quando há perdas, sem sintomas de deficiência, é chamado de fome oculta e pode reduzir consideravelmente as produções e a qualidade da colheita, mesmo que a cultura não apresente sinal de fome.

Como já mencionado, a diferenciação entre o sintoma devido à causa nutricional e aquele devido à causa não-nutricional nem sempre é fácil. Entretanto, se for relembrada a base racional de distribuição (em excesso de suprimento) e remobilização (em deficiência) dos elementos pelo xilema e floema, uma distribuição sistemática dos sintomas dentro de uma planta isolada pode ser esperada (Figura 3).

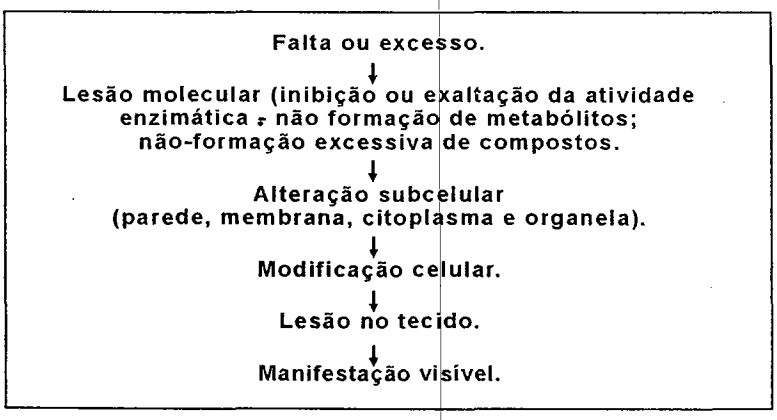


Figura 2. Seqüência de eventos que conduzem a anormalidade visível relativa a deficiência ou excesso de nutrientes em plantas.

Fonte: Adaptado de Malavolta (1980).

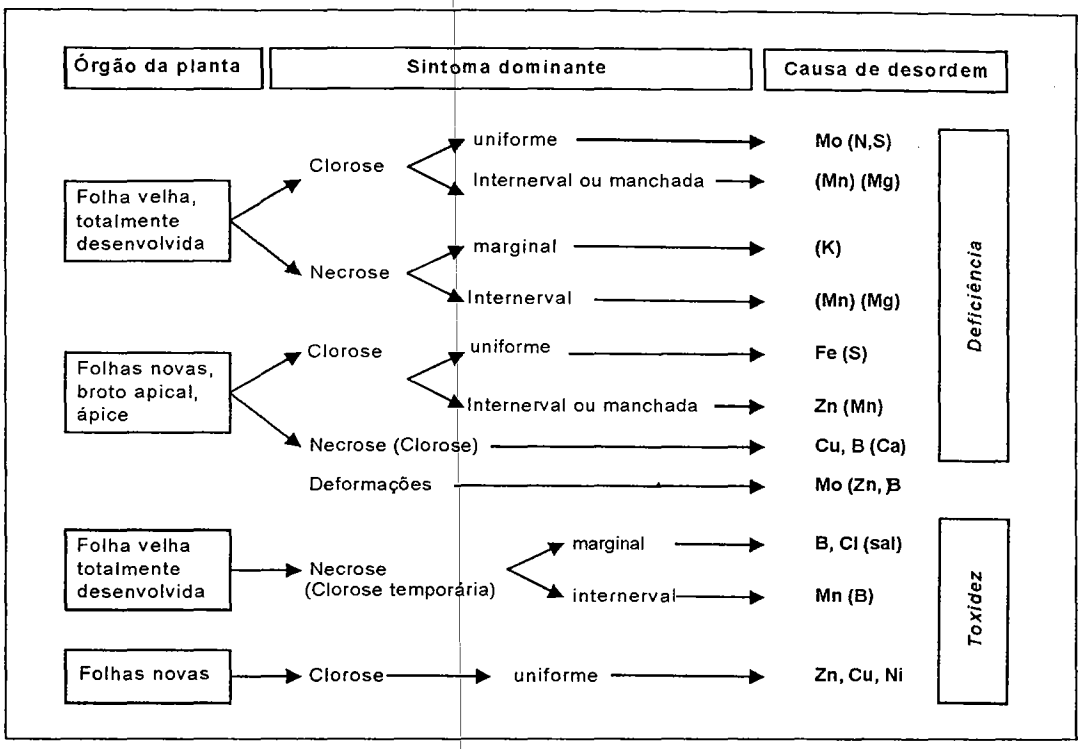


Figura 3. Chave simples para diagnose visual de desordem nutricional em planta.
Fonte: Römheld (2001).

Histórico da Área

Finalmente, deve-se destacar a importância de conhecer o histórico de manejo de uma área ou gleba de uma propriedade. Quanto mais um técnico souber sobre o histórico de manejo, mais eficiente será o diagnóstico do possível problema nutricional e mais fácil será a correção desse problema. Se uma área vem recebendo sistematicamente pulverizações com fungicidas que contenham micronutrientes, é provável que estes produtos sejam também fontes de micronutrientes. Por exemplo, o uso de Mancozeb em plantas frutíferas poderá suprir o Mn e o Zn para as plantas. Da mesma forma, o uso sistemático de fungicidas à base de Cu para combater a ferrugem do cafeeiro pode fornecer esse micronutriente à lavoura. Por outro lado, o uso contínuo e constante, por vários anos, de fritas com alto teor de Zn, pode levar a teores extremamente altos desse micronutriente, fazendo com que os solos com altos teores de Cu (acima de 2 mg dm^{-3}) apresentem deficiências do micronutriente induzidas pelo excesso de Zn aplicado por vários anos consecutivos.

MANEJO DA ADUBAÇÃO COM MICRONUTRIENTES

Estratégias de Aplicação dos Micronutrientes

Existem três estratégias básicas para aplicação de micronutrientes que vêm sendo utilizadas no Brasil: de segurança, de prescrição e de restituição.

Estratégia de Segurança

A estratégia de segurança foi a mais utilizada no passado, principalmente no fim da década de 60 e início dos anos 70s, quando do início da incorporação da região dos cerrados no processo produtivo. Por princípio, essa estratégia não utiliza dados de análise de solos e de plantas; assim, são recomendados, geralmente, mais de um ou todos os micronutrientes, levando em conta possíveis problemas de deficiência em uma região, tipo de solo ou cultura específica.

Vários Estados, em seus boletins de recomendação de adubação, utilizaram, no passado, essa estratégia. Cita-se, como exemplo, o Estado de Goiás cuja recomendação para cultura de grãos é de 6 kg ha^{-1} de Zn, 1 kg ha^{-1} de Cu, 1 kg ha^{-1} de B e 0,25 kg ha^{-1} de Mo, com distribuição a lanço e repetição a cada quatro ou cinco anos (Comissão de Fertilidade do Solo de Goiás, 1988). No sulco de plantio, a recomendação é de ¼ dessas doses, repetidas por quatro anos. Volkweiss (1991) cita, como outros exemplos dessa estratégia, a recomendação de B nas culturas de alfafa no Rio Grande do Sul (ROLAS, 1981), do algodoeiro em solos arenosos de São Paulo (Raij et al., 1985), de Zn na região dos cerrados e nas pastagens em São Paulo (Werner, 1984).

Em culturas de alto valor, como hortaliças e frutíferas, em que os custos de adubação com micronutrientes são insignificantes em relação ao valor da produção, muitos agricultores, ainda hoje, usam a adubação de segurança, que inclui vários ou todos os micronutrientes.

Estratégia de Prescrição

A estratégia de prescrição vem, aos poucos, substituindo a de segurança para número considerável de casos de recomendações oficiais de micronutrientes para as mais diferentes regiões e condições de solo, clima e culturas.

Segundo Volkweiss (1991), a estratégia de prescrição é o sistema ideal do ponto de vista econômico, de segurança para o agricultor e de uso racional de recursos naturais. Contudo, para sua utilização, é necessária uma sólida base experimental referente à seleção ou desenvolvimento e calibração de métodos de análises de solos e de plantas, que proporcionem o máximo retorno econômico ao agricultor.

Por meio da estratégia de prescrição, as recomendações são mais equilibradas e, de certa forma, protegem as culturas contra os antagonismos que possam vir a ocorrer na nutrição mineral das plantas, como resultado de relações não balanceadas dos nutrientes no solo e nas plantas.

Exemplos recentes de adoção da estratégia de prescricão, em recomendações oficiais de adubação utilizando dados de análise de solo e, às vezes, de análise foliar, são encontrados em vários Estados, como Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Quadro 23) (SBCS-CQFS, 2004), Minas Gerais (Quadro 24) (Ribeiro et al., 1999), São Paulo (Quadros 25, 26 e 27) (Raij et al., 1996), região de cerrados (Quadro 28) (Galrão, 2002), Espírito Santo (Quadro 29) (Dadalto & Fullin, 2001) e Pernambuco (Quadro 30) (Cavalcanti, 1998).

Quadro 23. Recomendações de micronutrientes para várias culturas nos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina

Cultura	Recomendação	Observações
Soja	Molibdênio: 12 a 25 g ha^{-1} de Mo, via semente, ou entre 25 e 50 g ha^{-1} de Mo, via adubação foliar.	As doses mais elevadas são recomendadas para os solos mais arenosos. As fontes podem ser o molibdato de amônio (54 % de Mo solúvel em água ou molibdato de sódio (39 % de Mo solúvel em água). As aplicações de Mo na semente, à semelhança dos fungicidas, devem preceder a inoculação.
Alfafa	20 kg ha^{-1} de bórax.	Antes da semeadura, repetindo esta dose anualmente, no início da primavera.
Alho	Aplicar sulfato de zinco a 0,5 % e,ou, bórax (borato de sódio) a 0,2 %.	Para suprir eventuais deficiências de Zn e B. Fazer quatro a seis aplicações em intervalos de uma a duas semanas.
Repolho	3 g m^{-2} de molibdato de amônio e 2 g m^{-2} de bórax na sementeira e no canteiro definitivo.	Pode-se usar também a adubação foliar em duas aplicações de ácido bórico (2 g L^{-1}) e de molibdato de amônio (1 g L^{-1})..
Tomateiro	30 kg ha^{-1} de bórax (3 g m^{-1} de sulco considerando o espaçamento de 1 m entre sulcos).	Juntamente com a adubação de base.
Batata	15 a 20 kg ha^{-1} de bórax.	Principalmente em solos arenosos e, ou, com teores de matéria orgânica menores do que 25 g kg^{-1}.
Abacateiro	20 a 30 kg ha^{-1} de bórax	Em solos em que a disponibilidade de B for inferior a 0,3 mg dm^{-3}. Incorporar juntamente com a calagem e a adubação de pré-plantio. Em pomares implantados, quando o teor na folha for menor que 50 mg kg^{-1}, fazer pulverização com bórax no solo, em ambos os lados das linhas, na faixa adubada, usando aplicador de herbicida, numa dosagem que possibilite o consumo não-superior a 10 kg ha^{-1} de bórax. A aplicação de B também pode ser feita junto com herbicidas de pós-emergência, desde que sejam usados produtos compatíveis, principalmente com pH semelhante.
Citros	Adubação foliar: $ZnSO_4.7H_2O$ (300 g), $MnSO_4.4H_2O$ (200 g), $MgSO_4.7H_2O$ (2 kg), Bórax ($Na_2B_4O_7.10H_2O$) (100 g), uréia (2 kg) e espalhante adesivo (50 mL) em 100 L de água.	No caso de serem observadas deficiências de Mn, Zn, Mg e B. A época mais indicada para a adubação foliar é o período de brotacão das árvores. Recomenda-se, para o abacateiro, fazer três aplicações nos pomares em crescimento ou formação, sendo a primeira na brotação primaveril (setembro), a segunda em novembro/dezembro e a terceira em janeiro/fevereiro; e duas naqueles em produção: a primeira, no final da queda dos restos florais, podendo ser feita com o tratamento fitossanitário, se não houver incompatibilidade; e a segunda, no fluxo vegetativo, em fevereiro/março. Para citros, recomendam-se três aplicações nos pomares em crescimento e duas nos pomares em produção: a primeira no final da queda das pétalas, junto como um tratamento fitossanitário (se não houver incompatibilidade) e a segunda, no fluxo vegetativo, que ocorrem em fevereiro/março.
Macieira	Zinco: Até três pulverizações quinzenais com sulfato de zinco ($ZnSO_4.7H_2O$) 2 g L^{-1}, ou fungicidas à base de Zn, ou Zn quelatizado, a partir do início da 2ª quinzena de novembro.	Ao aplicar sulfato de Zn com altas temperaturas, adicionar $Ca(OH)_2$ 2 g L^{-1} para evitar fitotoxidez. Pode-se aplicar sulfato de Zn 10 a 20 g L^{-1} antes do início da brotação, evitando-se assim a indução de "russeting".
	Boro: 2 a 3 pulverizações quinzenais co bórax ($Na_2B_4O_7.10H_2O$) 2 g L^{-1}.	Aplicar no estádio de botão rosado para favorecer a fecundação das flores. No cultivar Gala, três aplicações de B espaçadas de 30 dias, sendo a primeira em meados de novembro, podem melhorar a coloração da película dos frutos na colheita.
Nogueira Pecã	Adubação foliar: $ZnSO_4.7H_2O$ (400 g), $MnSO_4.4H_2O$ (200 g), $MgSO_4.7H_2O$ (2 kg), espalhante adesivo (100 mL) em 100 L de água.	Caso sejam observados sintomas de deficiência desses nutrientes ou quando os teores foliares de Zn e Mn forem menores que 25 mg kg^{-1}, fazer duas pulverizações anuais, uma em setembro e a outra em fevereiro.
Pereira	Boro, fazer duas a três pulverizações quinzenais com bórax 4 g L^{-1} ou solubor 2 g L^{-1}, a partir da queda das pétalas.	Em cultivares sensíveis à deficiência de B como a Nijisseiki, ou em casos de deficiência comprovada pela análise foliar. Aplicar o B quando as flores estão no estádio de balão, se o objetivo for o de favorecer a fecundação e a frutificação efetiva.
Pesseguei-ro e Nectarinei-ra	Boro: No caso do teor de B no solo ser menor que 0,1 mg dm^{-3}, pode-se incorporar 10 kg ha^{-1} de B juntamente com a calagem e a adubação de pré-plantio. Se o teor estiver entre 0,1 e 0,3 mg dm^{-3}, aplicar 7,5 kg ha^{-1} de B.	Na região da Encosta Superior do Nordeste do Rio Grande do Sul, têm sido constatadas respostas à aplicação de B na instalação dos pomares.
Quivizeiro	Somente aplicar nutrientes via foliar se for constatada deficiência visual ou pela análise foliar.	O quivizeiro é muito sensível ao excesso de B.
Roseira de corte	Aplicar B duas vezes por ano na dose de 0,5 g m^{-2} de B.	
Videira	10 kg ha^{-1} de B em pré-plantio..	< 0,6 mg dm^{-3} de B. Após o estabelecimento do vinhedo reaplicar B se o teor na folha for < 30 mg kg^{-1} de B.

Fonte: Adaptado de SBCS-CQFS (2004).

Quadro 24. Recomendações de micronutrientes para várias culturas no Estado de Minas Gerais

Cultura	Dose	Condições
Alface, pepino, pimentão e tomate em ambiente protegido	1 kg ha^{-1} de B e 3 kg ha^{-1} de Zn	Sugere-se acompanhamento criterioso dos teores de B e Zn no solo e nas folhas pela análise química, para prevenir a toxidez dos mesmos.
Hortaliças (geral)	15 kg de sulfato de zinco, 10 kg de bórax, 10 kg de sulfato de cobre, 0,5 kg de molibdato de amônio por hectare	Em solos que não foram fertilizados nos últimos anos
	Pulverizações foliares com 2 kg de sulfato de zinco, 1 kg de bórax, 1 kg de sulfato de cobre e 0,25 kg de molibdato de amônio por hectare	Para correção de carências nutricionais, especialmente nas culturas mais exigentes
Alho	3 kg ha^{-1} de B e 3 a 5 kg ha^{-1} de Zn	Acrescentar à adubação de plantio
Alface	Idem hortaliças geral	
Batata	Idem hortaliças geral	
Brócolos	Idem hortaliças geral	Especialmente B no solo e Mo via foliar
Cebola	Idem hortaliças geral	
Cenoura	1 a 2 kg ha^{-1} de B e, ou, 2 a 3 kg ha^{-1}de Zn	Em solos deficientes
Couve-flor	Idem hortaliças geral	Especialmente B no solo e Mo via foliar
Melão	5 g L^{-1} de cloreto de cálcio e 1,5 g L^{-1} de ácido bórico ou soluções quelatizadas via foliar	A partir do início do aparecimento dos frutos e a intervalos de 10 dias
Milho verde	3 a 5 kg ha^{-1} de Zn	
Morango	Ácido bórico a 1,5 g L^{-1}	Três aplicações durante o florescimento caso haja produção de frutos deformados
Pepino	1 kg ha^{-1} de B e 3 kg ha^{-1} de Zn	Em solos deficientes
Pimentão	Idem hortaliças geral	
Repolho	Idem hortaliças geral	Especialmente B no solo e Mo via foliar
Tomate	2 a 3 kg ha^{-1} de B e 4 kg ha^{-1} de Zn	Em solo de baixa fertilidade
Citros	80 g de bórax por planta (6 anos ou mais) e Zn e Mn, via foliar, com solução de no máximo 15 g L^{-1} de sais	Pulverização a alto volume com espalhante adesivo, quando as brotações tiverem 1/3 do tamanho final. Com altas temperaturas, ao se aplicar o $ZnSO_4.7H_2O$ devem-se adicionar 2 g L^{-1} de $Ca(OH)_2$ para evitar fitotoxidez
Macieira, marmeleiro, pereira	Duas a cinco pulverizações com 2 g L^{-1} de $ZnSO_4.7H_2O$; duas a três aplicações quinzenais com 4 g L^{-1} de ácido bórico ou 2 g L^{-1} de solubor	A partir do estádio de fruto com 1 cm de diâmetro
Mamoeiro	5 g de bórax e, ou, 10 g de sulfato de zinco por cova	Em solos comprovadamente deficientes
Nogueira pecã	130 g de sulfato de zinco por planta	A partir do 4º ano, em outubro, de forma localizada, sem misturar ao solo
Videira	Uréia e ácido bórico (4 g L^{-1} de cada fertilizante)	Após a colheita, 2 a 3 aplicações, beneficiam a próxima brotação e fecundação das flores.
	Em solos abaixo de 0,6 mg dm^{-3} B, aplicar 50 a 70 kg ha^{-1}de bórax	
Cravo	1 a 2 g m^{-2} de bórax, no canteiro	Em solos deficientes
Roseira	15 kg ha^{-1} de bórax	No canteiro
Plantas ornamentais arbustivas e arbóreas	Aplicação foliar de bórax, sulfato de zinco e sulfato de manganês (20 g L^{-1} do sal)	Para produção de mudas em solos deficientes
	15 g de sulfato de zinco por cova de 20 dm^3	No plantio
	10 a 15 g de bórax por planta	Aos 60, 120 e 240 dias do plantio, juntamente com o N e o K

Continua...

Quadro 24. Continuação

Cultura	Dose	Condições
Algodão	1 kg ha^{-1} de B a no sulco de plantio	Em solos arenosos e baixos em matéria orgânica
Arroz	2 a 4 kg ha^{-1}de Zn	Em solos com menos de 1 mg dm^{-3} de Zn
Cana-de-açúcar	2 a 5 kg ha^{-1}de Mn, Zn e Cu	Em áreas deficientes
Café	0,6 a 1,0 g de B e 1,0 a 2,0 g de Zn por cova ou m de sulco, respectivamente	Adubação pós-plantio em cobertura no 1º ano
Cafeeiro adulto	3, 2 ou 1 kg ha^{-1} de B	Para solo baixo, médio ou bom. Em solos com teores médios 2 a 4 aplicações foliares com 3 a 5 g L^{-1} de ácido bórico
	3, 2 ou 1 kg ha^{-1} de Cu	Para solo baixo, médio ou bom. A pulverização com fungicidas cúpricos fornece cobre satisfa-toriamente para o cafeeiro
	15, 10 ou 5 kg ha^{-1} de Mn	Para solo baixo, médio ou bom. Via foliar 2 a 4 aplicações por ano de 5 a 10 g L^{-1} de sulfato manganoso.
	6, 4 ou 2 kg ha^{-1} de Zn	Para solo baixo, médio ou bom para solos de textura arenosa a média. Em solos argilosos 2 a 4 aplicações foliares de sulfato de zinco, 5 g L^{-1}, ou 3 g L^{-1} com a adição de 3 g L^{-1} de KCl.
	Pulverizações com sulfato ferroso, 10 g L^{-1}	Em casos de deficiências de ferro
Cafeeiro	Ácido bórico, 3 g L^{-1}; sulfato de zinco, 3 g L^{-1}; cloreto de potássio, 3 g L^{-1}; oxicloreto de cobre, 3 g L^{-1}; espalhante adesivo, 0,5 g L^{-1}	Em casos de deficiências múltiplas de micro-nutrientes.
Eucalipto	5 g de sulfato de zinco na cova de plantio. Aplicar 10 g de bórax por planta em cobertura juntamente com o N e, ou, K	
Feijão	1 kg ha^{-1} de B e, ou, 2 a 4 kg ha^{-1} de Zn	Em solos deficientes.
	60 g ha^{-1} de Mo (154 g ha^{-1} de molibdato de sódio ou 111 g ha^{-1} de molibdato de amônio)	Via foliar, entre 15 e 25 dias após a emergência.
Fumo	1,5 g/cova de FTE BR-12	
Girassol	1 kg ha^{-1} de B e, ou, 2 a 4 kg ha^{-1} de Zn	Em solos deficientes
Mamona	5 kg ha^{-1} de Zn	Constatada deficiência
Mandioca	5 kg ha^{-1} de Zn	Em solos comprovadamente deficientes
Milho	1 a 2 kg ha^{-1} de Zn	Em solos deficientes
Seringueira	0,5 g de B, 0,5 g de Cu, 2,5 g de Zn por m^3 de substrato	Para formação de mudas
	0,1 g de B, 0,1 g de Cu e 0,5 g de Zn por planta	Adubação formação do jardim clonal
Sorgo	1 a 2 kg ha^{-1} de Zn	Em solos deficientes
Trigo	0,65 a 1,3 kg ha^{-1} de B	Na forma de FTE ou bórax

Fonte: Adaptado de Ribeiro et al. (1999).

Um exemplo da combinação da estratégia de segurança com a de prescrição é a utilizada para construção da fertilidade do solo com micronutrientes e com Co na cultura da soja, tomando por base a necessidade ditada pela análise foliar e aplicando-se as seguintes doses: 4 a 6 kg ha^{-1} de Zn; 0,5 a 1 kg ha^{-1} de B; 0,5 a 2,0 kg ha^{-1} de Cu; 2,5 a 6 kg ha^{-1} de Mn; 50 a 250 g ha^{-1} de Mo e, 50 a 250 g ha^{-1} de Co; aplicados a lanço e com efeito residual para, pelo menos, cinco anos. Para aplicação no sulco, é recomendável ¼ dessas doses repetidas por quatro anos consecutivos. No caso do Mo e Co, recomenda-se, ainda, o tratamento das sementes com as doses de 12 e 25 g ha^{-1} de Mo e 1 a 5 g ha^{-1} de Co, com produtos de alta solubilidade (Embrapa, 1996).

Quadro 25. Recomendações de micronutrientes para cereais, estimulantes, fibrosas, frutíferas no Estado de São Paulo

Cultura	Dose	Condições
	Cereais	
Arroz de sequeiro	3 kg ha^{-1} de Zn	< 0,6 mg dm^{-3} de Zn
	2 kg ha^{-1} de Zn	0,6 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn
Arroz irrigado	5 kg ha^{-1} de Zn	< 0,6 mg dm^{-3} de Zn
	3 kg ha^{-1} de Zn	0,6 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn
Aveia,centeio, cevada, trigo e triticale (sequeiro)	3 kg ha^{-1} de Zn	< 0,6 mg dm^{-3} de Zn
	1 kg ha^{-1} de Zn	< 0,21 mg dm^{-3} de B
Milho para grãos e silagem	4 kg ha^{-1} de Zn	< 0,6 mg dm^{-3} de Zn
Milho pipoca, milho verde, milho doce, sorgo	2 kg ha^{-1} de Zn	0,6 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn
	Estimulantes	
Cacau		
Plantio	3 g/cova de Zn	< 0,6 mg dm^{-3} de Zn
Produção	4 kg ha^{-1} de Zn	< 0,6 mg dm^{-3} de Zn
	2 kg ha^{-1} de Zn	0,7 a 1,5 mg dm^{-3} de Zn
Café		
Plantio	1 g m^{-1} de B	0 a 0,2 mg dm^{-3} de B
	0,5 g m^{-1} de B	0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B
	1 g m^{-1} de Cu	0 a 0,2 mg dm^{-3} de Cu
	2 g m^{-1} de Mn	0 a 1,5 mg dm^{-3} de Mn
	2 g m^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
	1 g m^{-1} de Zn	0,6 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn
		Reduzir a quantidade de B pela metade em solos com menos de 35 % de argila
Produção	2 kg ha^{-1} de B	0 a 0,20 mg dm^{-3} de B
	1 kg ha^{-1} de B	0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B
	2 kg ha^{-1} de Mn	0 a 1,5 mg dm^{-3} de Mn
	2 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
	1 kg ha^{-1} de Zn	0,6 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn
	Adubação foliar: 6 g L^{-1} de sulfato de zinco 10 g L^{-1} de sulfato de manganês 3 g L^{-1} de ácido bórico	Aplicar em novembro e fevereiro, caso haja deficiência, se não for aplicado boro no solo
	Fibrosas	
Algodão	3 kg ha^{-1} de Zn	< 0,6 mg dm^{-3} de Zn
	0,5 kg ha^{-1} de B	< 0,61 mg dm^{-3} de B
	0,5 a 1 kg ha^{-1} de B	0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B
	1 kg ha^{-1} de B	Solos arenosos, pobres em matéria orgânica < 0,21 mg dm^{-3} de B
	Adubação foliar: 0,15 a 0,18 kg ha^{-1} de boro por vez (baixo volume)	No mínimo quatro pulverizações sucessivas no florescimento
	Frutíferas	
Abacate	5 g de uréia + 5 g de sulfato de zinco + 2,5 g de sulfato de manganês + 1 g de ácido bórico por litro	Pulverizar durante os fluxos de primavera e verão
Acerola (plantio)	3 g/cova de Zn	
	Adubação foliar: 5 g de uréia + 3 g de sulfato de zinco + 1 g de ácido bórico por litro	Pulverizar durante os fluxos de primavera e verão
Banana	5 kg ha^{-1} Zn	< 1,3 mg dm^{-3} de Zn
Plantio	25 g de sulfato de zinco e 10 g de ácido bórico, no orifício aberto do rizoma, por ocasião do desbaste	Aplicar o Zn, quando constatada a deficiência nas folhas
Produção		
Citros		
Plantio	1 g m^{-1} de B	0 a 0,20 mg dm^{-3} de B
	2 g m^{-1} de Zn	0 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn
Produção	2 kg ha^{-1} de B, na forma de ácido bórico	Em pomares com sintomas intensos de deficiência, juntamente com herbicidas de contato, parcelando em duas aplicações anuais
	Adubação foliar: 3,5 g de sulfato de zinco + 2,5 g de sulfato de manganês + 1 g de ácido bórico + 5 g de uréia por litro	Pomares com menos de 4 anos: 3 a 4 pulverizações anuais no período das chuvas; Em produção: 2 aplicações

Continua...

Quadro 25. Continuação

Cultura	Dose	Condições
	Frutíferas	
Goiaba (plantio)	3 g/cova de Zn	
Mamão	1, 1,5 ou 2 kg ha^{-1} de B	0 a 0,20 mg dm^{-3} de B e produtividades esperadas de 25, 25 a 50 e > 50 t ha^{-1}, respectivamente
	3, 4 ou 5 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn e produtividades esperadas de 25, 25 a 50 e > 50 t ha^{-1}, respectivamente
Manga (plantio)	5 g/cova de Zn	
	Adubação foliar: 3 g de sulfato de zinco + 1 g de ácido bórico por litro	Por ocasião do primeiro tratamento fitossanitário; repetir quando houver um fluxo novo de brotação das plantas
Maracujá		
Plantio	4 g de Zn + 1 g de B por cova	
Produção	4 kg ha^{-1} de Zn	< 0,6 mg dm^{-3} de Zn
	2 kg ha^{-1} de B	< 0,21 mg dm^{-3} de
	Adubação foliar: 300 g de sulfato de zinco + 100 g de ácido bórico + 500 g de uréia por 100 L de água	Cinco pulverizações, nos meses de outubro a abril, quando não for feita adubação via solo
	10 g de molibdato de amônio por 100 L de água	Caso haja deficiência de Mo
Uvas finas (produção)	1,5 kg ha^{-1} de B, após a poda	< 0,21 mg dm^{-3} de B
	Adubação foliar: 1 g L^{-1} de ácido bórico, por vez	Aplicada três vezes antes do florescimento, de 7 em 7 dias
Uvas rústicas (produção)	2,5 kg ha^{-1} de B, após a poda	< 0,21 mg dm^{-3} de B
	Adubação foliar: 1 g L^{-1} de ácido bórico, por vez	Aplicada três vezes antes do florescimento

Cobre, Zn e Mn extraídos pelo DTPA pH 7,3 e para B pela água quente.
Fonte: Adaptado de Raij et al. (1996).

Quadro 26. Recomendação de micronutrientes para hortaliças, leguminosas e oleaginosas, ornamentais e flores, raízes e tubérculos, outras culturas industriais no Estado de São Paulo

Cultura	Dose	Condições
	Hortaliças	
Abobrinha ou abóbora de moita, abóbora rasteira, moranga, bucha e pepino	1 kg ha^{-1} de B	0 a 0,20 mg dm^{-3} de B
	4 kg ha^{-1} de Cu	0 a 0,20 mg dm^{-3} de Cu
	2 kg ha^{-1} de Cu	0,3 a 1,0 mg dm^{-3} de Cu
	3 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
Aipo ou salsão	3 kg ha^{-1} de B	0 a 0,20 mg dm^{-3} de B
	1,5 kg ha^{-1} de B	0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B
	3 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
	Adubação foliar: 0,3 g de ácido bórico ou 0,5 g L^{-1} de bórax (dissolver o bórax em água quente)	Pulverizar uma vez por mês, durante o crescimento
Alface, almeirão, chicorea, escarola, rúcula, agrião d'água	1 kg ha^{-1} de B	
Alcachofra	2 kg ha^{-1} de B	0 a 0,20 mg dm^{-3} de B
	1 kg ha^{-1} de B	0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B

Continua...

Quadro 26. Continuação

Cultura	Dose	Condições
	Hortaliças	
Alho	5 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
	3 kg ha^{-1} de Zn	0,6 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn
	3 kg ha^{-1} de B	
	cerca de 10 dias antes do plantio	
Alho porro e cebolinha	1 kg ha^{-1} de B	
	pelo menos 10 dias antes do transplante	
Aspargo	3 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
Berinjela, jiló, pimenta-hortícola e pimentão	3 kg ha^{-1} de Zn	< 0,6 mg dm^{-3} de Zn
	1 kg ha^{-1} de B	
Beterraba	2 a 4 kg ha^{-1} de B	Maiores doses em solos deficientes em B ou pobres em matéria orgânica
	3 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
	Adubação foliar: 0,5 g L^{-1} de molibdato de amônio em água	Aos 15 e 30 dias da semeadura ou transplante
Brócolos, couve-flor e repolho	3 a 4 kg de B ha^{-1}	
	Adubação foliar: 1 g L^{-1} de ácido bórico	Pulverizar três vezes no ciclo
	0,5 g L^{-1} de molibdato de amônio	Pulverizar 15 dias após o transplante
Cebola (sistema de mudas)	2 kg ha^{-1} de B	0 a 0,20 mg dm^{-3} de B
	1 kg ha^{-1} de B	0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B
	4 kg ha^{-1} de Cu	0 a 0,2 mg dm^{-3} de Cu
	2 kg ha^{-1} de Cu	0,3 a 1,0 mg dm^{-3} de Cu
	5 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
	3 kg ha^{-1} de Zn	0,6 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn
Cenoura, nabo e rabanete	1 a 2 kg ha^{-1} de B	Maiores doses em solos deficientes em B ou pobres em matéria orgânica
	3 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
Couve-manteiga e mostarda	2 kg ha^{-1} de B	
	Adubação foliar: 0,5 g L^{-1} de molibdato de amônio	Pulverizar 20 dias após o transplante; repetir para couve, a cada 20 a 30 dias, após a colheita das folhas mais desenvolvidas
Feijão-vagem, feijão-fava, feijão-de-lima, ervilha de vagem	1 kg ha^{-1} de B	< 0,20 mg dm^{-3} de B
	3 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
	Adubação foliar:	Duas aplicações até à floração
	0,2 g L^{-1} de molibdato de amônio	
Melão, melancia e quiabo	1 kg ha^{-1} de B	0 a 0,20 mg dm^{-3} de B
	3 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
Morango		Recomendada a aplicação de solução de micronutrientes, com B, Zn e Cu a cada três semanas
Quiabo	1 kg ha^{-1} de B	< 0,20 mg dm^{-3} de B
	3 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
Tomate (estaqueado)	3 kg ha^{-1} de B	0 a 0,20 mg dm^{-3} de B
	1 kg ha^{-1} de B	0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B
	5 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
	3 kg ha^{-1} de Zn	0,6 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn
Tomate rasteiro (industrial) irrigado	1,5 kg ha^{-1} de B	0 a 0,20 mg dm^{-3} de B
	1 kg ha^{-1} de B	0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B
	3 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,6 mg dm^{-3} de Zn

Continua...

Quadro 26. Continuação

Cultura	Dose	Condições
	Leguminosas e oleaginosas	
Amendoim	Tratamento de sementes: 100 g de molibdato de amônio para cada lote de 100-120 kg de sementes	
Feijão	3 kg ha^{-1} de Zn	< 0,6 mg dm^{-3} de Zn
	1 kg ha^{-1} de B	< 0,21 mg dm^{-3} de B
Girasol	1 kg ha^{-1} de B	0 a 0,20 mg dm^{-3} de B
	0,5 kg ha^{-1} de B	0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B
Soja	5 kg ha^{-1} de Mn	até 1,5 mg dm^{-3} de Mn
	5 kg ha^{-1} de Zn e, ou, 2 kg ha^{-1} de Cu e, ou, 1 kg ha^{-1} de B	Solos com deficiência de Zn e, ou, Cu e, ou, B
	Tratamento de sementes: 50 g ha^{-1} de molibdato de amônio misturado às sementes	Solos com impossibilidade de aplicar calcário
	Ornamentais e flores	
Amarilis	1 kg ha^{-1} de B	0 a 0,6 mg dm^{-3} de B
	6 kg ha^{-1} de Mn	0 a 1,2 mg dm^{-3} de Mn
	4 kg ha^{-1} de Zn	0 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn
Crisântemo	Adubação foliar: 1 g de N + 0,5 g de K_2O + 10 mg de Mn + 2 mg de B + 1 mg de Zn por litro	A partir de 40 dias após o plantio, via fertirrigação, a cada 10 dias (4 vezes), aplicando 5 L m^{-2}
Gladíolo	2 kg ha^{-1} de B	0 a 0,2 mg dm^{-3} de B
	1 kg ha^{-1} de B	0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B
	4 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
	2 kg ha^{-1} de Zn	0,6 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn
Gloxínia e Violeta Africana	100 mg de N + 100 mg de K_2O + 2 mg de B + 1 mg de Zn por litro	Na irrigação, 30 dias após o envasamento
	Raízes e tubérculos	
Batata	2 kg ha^{-1} de B	0 a 0,2 mg dm^{-3} de B
	1 kg ha^{-1} de B	0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B
Mandioca	4 kg ha^{-1} de Zn	< 0,6 mg dm^{-3} de Zn
	2 kg ha^{-1} de Zn	0,6 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn
Mandioquinha	2 kg ha^{-1} de B	0 a 0,2 mg dm^{-3} de B
	1 kg ha^{-1} de B	0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B
	Outras culturas industriais	
Cana-de-açúcar	5 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
	4 kg ha^{-1} de B	0 a 0,2 mg dm^{-3} de B
Pupunha (produção)	2 kg ha^{-1} de B	0 a 0,2 mg dm^{-3} de B
	1 kg ha^{-1} de B	0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B
Seringueira (plantio)	5 g/cova de Zn	< 0,6 mg dm^{-3} de Zn

Cobre, Zn e Mn extraídos pelo DTPA pH 7,3 e para boro pela água quente.
Fonte: Adaptado de Raij et al. (1996).

Quadro 27. Recomendação de micronutrientes para florestas e forrageiras no Estado de São Paulo

Cultura	Dose	Condições
	Florestas	
Viveiro de mudas (Eucaliptus, Pinus, espécies da Mata Atlântica)	200 g m^{-3} de FTE BR-12 ou equivalente na terra de subsolo	
Florestamentos homogêneos com Eucalyptus e Pinus	1 kg ha^{-1} de B 1,5 kg ha^{-1} de Zn	< 0,21 mg dm^{-3} de B < 0,60 mg dm^{-3} de Zn
Reflorestamentos mistos com espécies típicas da Mata Atlântica	1 kg ha^{-1} de B 1 kg ha^{-1} de Zn	< 0,21 mg dm^{-3} de B < 0,60 mg dm^{-3} de Zn
	Forrageiras	
Pastagens de gramíneas exigentes e moderadamente exigentes quanto à fertilidade do solo	3 kg ha^{-1} de Zn 2 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn 0,6 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn
Pastagens de gramíneas pouco exigentes quanto à fertilidade do solo	2 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn
Capineiras e gramíneas para fenação	5 kg ha^{-1} de Zn 3 kg ha^{-1} de Zn	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn 0,6 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn
Leguminosas forrageiras e pastagens consorciadas	3 kg ha^{-1} de Zn 2 kg ha^{-1} de Zn 2 kg ha^{-1} de Cu 1 kg ha^{-1} de Cu 1 kg ha^{-1} de B 0,5 kg ha^{-1} de B	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn 0,6 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn 0 a 0,2 mg dm^{-3} de Cu 0,3 a 0,8 mg dm^{-3} de Cu 0 a 0,20 mg dm^{-3} de B 0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B
Alfafa (formação e manutenção - uma vez por ano)	5 kg ha^{-1} de Zn 3 kg ha^{-1} de Zn 3 kg ha^{-1} de Cu 1 kg ha^{-1} de Cu 1,5 kg ha^{-1} de B 1,0 kg ha^{-1} de B	0 a 0,5 mg dm^{-3} de Zn 0,6 a 1,2 mg dm^{-3} de Zn 0 a 0,2 mg dm^{-3} de Cu 0,3 a 0,8 mg dm^{-3} de Cu 0 a 0,20 mg dm^{-3} de B 0,21 a 0,60 mg dm^{-3} de B

Para leguminosas exclusivas, pastagem consorciada e alfafa, aplicar 50 g ha^{-1} de Mo, via revestimento de semente. Cu, Zn e Mn extraídos pelo DTPA pH 7,3 e para B pela água quente.
Fonte: Adaptado de Raij et al. (1996).

Quadro 28. Recomendações de micronutrientes para várias culturas na região dos Cerrados

Cultura	Recomendação	Observações
Abacate, abacaxi, acerola, banana, café, cana-de-açúcar, citros, eucalipto, gariroba, goiaba, graviola, mamão, manga, maracujá, pinus, pupunha, seringueira	Adubação de correção (a lanço): 2 kg ha^{-1} de B, 2 kg ha^{-1} de Cu, 6 kg ha^{-1} de Mn, 0,4 kg ha^{-1} de Mo e 6 kg ha^{-1} de Zn.	Em solos com teor baixo desses micronutrientes.
Abacate, abacaxi, banana, graviola	Adubação de plantio (por cova): 1 g de B, 0,5 g de Cu, 1 g de Mn, 0,05 g de Mo e 5 g de Zn.	

Continua...

Quadro 28. Continuação

Cultura	Recomendação	Observações
Acerola, goiaba	Adubação de plantio (por cova): 0,5 g de B, 0,5 g de Cu, 1 g de Mn, 0,05 g de Mo e 3 g de Zn.	
Algodão, amendoim, arroz, aveia, cevada, ervilha, feijão, girassol, grão-de-bico, mamona, milheto, milho, soja, sorgo granífero, trigo, triticale	Adubação de plantio (a lanço): 2 kg ha^{-1} de B, 2 kg ha^{-1} de Cu, 6 kg ha^{-1} de Mn, 0,4 kg ha^{-1} de Mo e 6 kg ha^{-1} de Zn.	Em solos com teor baixo desses micronutrientes. A dose da adubação de plantio poderá ser dividida em três partes iguais às aplicadas no sulco de semeadura em três cultivos sucessivos. No nível médio, aplicar ¼ das doses recomendadas a lanço e, no nível alto, não fazer nenhuma adubação. O efeito residual esperado é de quatro a cinco cultivos, tanto para a adubação a lanço como para aquela feita parceladamente no sulco. Deve-se fazer análise de foliar e do solo, a cada dois cultivos, para verificar se há necessidade de reaplicação desses nutrientes.
	Adubação foliar (exceto mamona): B: solução 5 g L^{-1} de bórax ou 3 g L^{-1} de ácido bórico; Cu: solução 5 g L^{-1} de sulfato de Cu; Mn: solução 5 g L^{-1} de sulfato de Mn; Zn solução 5 g L^{-1} de sulfato de Zn.	Caso apareçam sintomas de deficiência de qualquer um desses nutrientes. A dose a ser usada, de cada solução é de 400 L ha^{-1}. Para arroz, utilizar 380 L ha^{-1}. Para sorgo granífero utilizar 360 L ha^{-1}. Adicionar, à exceção da solução de bórax, 1 g L^{-1} de hidróxido de cálcio (cal extinta ou cal hidratada).
Leguminosa para adubos verdes (crotalária, ervilhaca, feijão-de-porco, feijão -guandu, lab-lab, tremoço), mamona	Adubação de plantio (a lanço): 2 kg ha^{-1} de B, 2 kg ha^{-1} de Cu, 6 kg ha^{-1} de Mn, 0,4 kg ha^{-1} de Mo e 6 kg ha^{-1} de Zn.	A dose da adubação de plantio poderá ser dividida em três partes iguais às aplicadas no sulco de semeadura em três cultivos sucessivos. No nível médio, aplicar ¼ das doses recomendadas a lanço e, no nível alto, não fazer nenhuma adubação. O efeito residual esperado é de quatro a cinco cultivos, tanto para a adubação a lanço como para aquela feita parceladamente no sulco. Deve-se fazer análise foliar e do solo, a cada dois cultivos, para verificar se há necessidade de reaplicação desses nutrientes.
Banana	Adubação de plantio (por cova): 1 g de B, 0,5 g de Cu, 1 g de Mn, 0,05 g de Mo + 5 g de Zn.	
Café	Adubação de formação (por cova): 12 a 24 g de ácido bórico ou 18 a 36 g de bórax e 6 a 12 g de sulfato de Cu e 17 a 26 g de sulfato de Zn ou 5 a 7 g de óxido de Zn.	
	Adubação foliar: B: solução 3 a 5 g L^{-1} de bórax ou 3 g L^{-1} de ácido bórico; Cu: solução 4 a 6 g L^{-1} de sulfato de Cu três vezes ao ano; Zn: solução 6 a 8 g L^{-1} de sulfato de Zn, quatro vezes ao ano.	Caso apareçam sintomas de deficiência de qualquer um desses nutrientes. Adicionar, à exceção da solução de bórax, 1 g L^{-1} de hidróxido de cálcio (cal extinta ou cal hidratada). Fazer uma pulverização no inverno (agosto) e as demais no período chuvoso (outubro a fevereiro).
Cana-de-açúcar	Adubação de plantio: 5 kg ha^{-1} de Zn , 4 kg ha^{-1} de Cu, 2 kg ha^{-1} de B e 4 kg ha^{-1} de Mn no sulco de plantio.	
Citros	Adubação de formação (por cova): 1 g de B, 0,5 g de Cu, 1 g de Mn, 0,05 g de Mo e 5 g de Zn.	
	Adubação foliar: B: solução 2 g L^{-1} de ácido bórico; Mn: solução 6 g L^{-1} de sulfato de Mn; Zn: solução 8 g L^{-1} de sulfato de Zn quatro vezes ao ano.	Caso apareçam sintomas de deficiência de qualquer um desses nutrientes. Caso se apliquem os três micronutrientes de uma só vez, adicionar à mistura 5 g L^{-1} de uréia.
Ervilha	Adubação com Mo e Co via semente: 8 a 20 g de cloreto de Co ou 10 a 25 g de sulfato de Co e 50 a 100 g de molibdato de Co ou 40 a 80 g de molibdato de	O Mo e o Co, em vez de serem aplicados no solo, poderão ser aplicados na semente durante o processo de inoculação com o rizóbio.

Continua...

Quadro 28. Continuação

Cultura	Recomendação	Observações
Eucalipto	Adubação de mudas: 0,5 g de B, 0,05 g de Co, 0,5 g de Cu, 1 g de Mn, 0,05 g de Mo e 2 g de Zn por 1 m^3 de solo.	
	Adubação de plantio: 1 kg ha^{-1} de B, 2 kg ha^{-1} de Cu e 2 kg ha^{-1} de Zn.	Os adubos devem ser aplicados em filetes contínuos no sulco de plantio ou covas.
Feijão	Adubação com Mo e Co via semente: 8 a 20 g de cloreto de Co ou 9 a 20 g de sulfato de Co e 50 a 80 g de molibdato de Co ou 40 a 60 g de molibdato de amônio, por 80 kg de sementes.	O Mo e o Co, em vez de serem aplicados no solo, poderão ser aplicados na semente durante o processo de inoculação com o rizóbio.
	Adubação foliar com Mo: 0,2 g L^{-1} de molibdato de Na ou 0,15 g L^{-1} de molibdato de amônio. Aplicar 400 L ha^{-1} de uma dessas soluções 25 dias após a emergência.	O Mo, em vez de ser aplicado no solo ou na semente, poderá ser aplicado via foliar.
Gariroba	Adubação de formação de mudas: 0,5 g de B, 0,5 g de Cu, 0,5 g de Mn, 0,05 g de Mo e 2 g de Zn por 1 m^3 de substrato.	
	Adubação de plantio: 0,5 kg ha^{-1} de B, 0,5 kg ha^{-1} de Cu, 1 kg ha^{-1} de Mn, 0,05 kg ha^{-1} de Mo e 1 kg ha^{-1} de Zn no sulco de plantio.	
Girassol	Adubação foliar com B: Solução de 45 g L^{-1} % de bórax ou 29 g L^{-1} de ácido bórico.	Caso não tenha sido possível aplicar B via solo. Aplicar aos 30 dias após a emergência. A quantidade de solução a ser usada é de 200 L ha^{-1}. Adicionar, no caso de solução com ácido bórico, 5 g L^{-1} de hidróxido de Ca (cal extinta ou cal hidratada).
	Adubação foliar com Cu, Mn e Zn: Cu: solução 5 g L^{-1} de sulfato de Cu; Mn: solução 5 g L^{-1} de sulfato de Mn; Zn solução 6 g L^{-1} de sulfato de Zn.	Caso apareçam sintomas de deficiência de qualquer um desses nutrientes. A quantidade a ser usada de cada solução é de 400 L ha^{-1}. Adicionar, em cada solução, 1 g L^{-1} de hidróxido de Ca (cal extinta ou cal hidratada).
Graviola	Adubação de produção (por cova): 2 g de B, 3 g de Cu, 4 g de Mn e 5 g de Zn em cobertura.	Na projeção da copa juntamente com outros adubos no início da produção de frutos.
Mamão	Adubação de plantio e formação: 1 g de B, 0,05 g de Co, 0,5 g de Cu, 1 g de Mn, 0,05 g de Mo e 2 g de Zn por cova.	
	Adubação de produção: 1 a 2 kg ha^{-1} de B e 3 a 5 kg ha^{-1} de Zn.	
	Adubação foliar: solução 0,25 % de ácido bórico ou bórax.	Caso apareçam sintomas de deficiência de B.
Mandioca	Adubação de plantio: 1 kg ha^{-1} de B, 1 kg ha^{-1} de Cu, 4 kg ha^{-1} de Mn e 4 kg ha^{-1} de Zn no sulco de plantio.	Em solos com teor baixo desses micronutrientes. No nível médio, aplicar ½ das doses recomendadas e, no nível alto, não fazer adubação. O efeito residual esperado é de quatro a cinco cultivos. Deve-se fazer análise foliar e do solo, a cada dois cultivos, para verificar se há necessidade de reaplicação desses nutrientes.
	Adubação foliar: B: solução 5 g L^{-1} de bórax ou 3 g L^{-1} de ácido bórico; Cu: solução 5 g L^{-1} de sulfato de Cu; Mn: solução 5 g L^{-1} de sulfato de Mn; Zn solução 5 g L^{-1} de sulfato de Zn.	Caso apareçam sintomas de deficiência de qualquer um desses nutrientes. A quantidade a ser usada, de cada solução é de 400 L ha^{-1}. Adicionar, à exceção da solução de bórax, 1 g L^{-1} de hidróxido de Ca (cal extinta ou cal hidratada).
	Adubação com Zn via maniva: imersão das manivas numa solução 40 g L^{-1} de sulfato de Zn durante 15 min.	Caso não seja possível a aplicação via solo.

Continua...

Quadro 28. Continuação

Cultura	Recomendação	Observações
Manga, maracujá	Adubação de plantio (por cova): 1 g de B, 0,5 g de Cu, 1 g de Mn, 4 g de Zn.	
	Adubação de produção para maracujá: pulverizar com solução 3 g L^{-1} de ácido bórico, 6 g L^{-1} de sulfato de zinco, 4 g L^{-1} de sulfato de Cu, 5 g L^{-1} de sulfato de Mn e 5 g L^{-1} de uréia.	Fazer três pulverizações: a primeira, em outubro; a segunda, em janeiro, e a terceira, em abril.
Milho	Adubação com Zn via semente: 1,0 kg de óxido de zinco por 20 kg de sementes umedecidas (15 mL de água por kg de sementes).	Caso não seja possível aplicá-lo via solo que é o modo recomendado.
Pastagem consorciada	Adubação de formação: 1 kg ha^{-1} de B + 0,02 kg ha^{-1} de Co + 2 kg ha^{-1} de Cu + 0,03 kg ha^{-1} de Mo + 2 kg ha^{-1} de Zn a lanço.	
	Adubação com Mo e Co via semente: Co: 8 g de cloreto de Co ou 9 g de sulfato de Co pela quantidade de sementes da leguminosa a ser usada por hectare; Mo: 20 g de molibdato de Na ou 14 g de molibdato de amônio pela quantidade de sementes a ser usada por hectare ou por meio da peletização de sementes (3 g de B, 0,1 g de Co, 1 g de Cu, 4 g de Mn, 0,1 g de Mo, 7 g de Zn e 200 g de calcário por kg de sementes).	
Pastagem de gramíneas	Adubação de formação: 1 kg ha^{-1} de B, 2 kg ha^{-1} de Cu e 2 kg ha^{-1} de Zn a lanço.	
Pinus	Adubação de mudas: 0,5 g de B, 0,5 g de Cu, 1 g de Mn, 0,05 g de Mo e 2 g de Zn por 1 m^3 de solo.	
	Adubação de plantio: 1 kg ha^{-1} de B, 2 kg ha^{-1} de Cu, 3 kg ha^{-1} de Mn e 6 kg ha^{-1} de Zn.	Os adubos podem ser aplicados em filetes contínuos no sulco de plantio ou em covas.
Pupunha	Adubação de formação de mudas: 1 g de B, 0,03 g de Co, 0,5 g de Cu, 1 g de Mn, 0,03 g de Mo e 2 g de Zn por 1 m^3 de substrato.	
	Adubação de plantio: 0,5 kg ha^{-1} de B, 0,5 kg ha^{-1} de Cu, 1 kg ha^{-1} de Mn, 0,04 kg ha^{-1} de Mo e 1 kg ha^{-1} de Zn no sulco de plantio.	
Seringueira	Adubação de plantio: 1 g de B, 0,05 g de Co, 2 g de Mn, 0,05 g de Mo e 3 g de Zn por cova.	
Soja	Adubação com Cu via semente: misturar 3 kg de óxido de Cu com 80 kg de sementes umedecidas e, a seguir, proceder à inoculação delas com o rizóbio	Caso não seja possível a adubação via solo.
	Adubação com Mo e Co via semente: 50 a 130 g de molibdato de Na ou 40 a 90 g de molibdato de amônio, 8 a 20 g de cloreto de Co ou 9 a 23 g de sulfato de Co por 80 kg de sementes.	Modo alternativo à aplicação via solo.

Fonte: Adaptado de Galrão (2002).

Quadro 29. Recomendações de micronutrientes para várias culturas no Estado do Espírito Santo

Cultura	Dose	Observações
Abóbora	0,5 a 1 kg de B, 1 a 3 kg de Cu e 1 a 3 kg de Zn por hectare	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Alho	3 a 5 kg de Zn e 3 kg de B por hectare	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Amendoim	Via semente:100 g de molibdato de amônio para 100 kg de sementes	
Arroz	5 kg de Zn, 1 kg de Cu, 1 kg de B e 1 kg de Mn por hectare	Junto com os demais adubos de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Banana irrigada	8 kg de Zn, 4 kg de Cu, 3 kg de B, 2 kg de Fe e 6 kg de Mn por hectare	Uma vez por ano, antes do florescimento, se a análise do solo indicar baixos teores
Banana não irrigada	4 g de Zn e 2 g de B, por família	Uma vez por ano, antes do florescimento, se a análise do solo indicar baixos teores
Batata	2 kg de B e 2 kg de Zn por hectare	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Batata-doce	0,5 a 1,0 kg ha^{-1} de B	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Berinjela e Jiló	3 a 5 kg ha^{-1} de B	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Beterraba, Cenoura, Nabo e Rabanete	3 a 5 kg de B para beterraba e 1 a 2 kg de B para cenoura, nabo e rabanete por hectare	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Brócolis, Couve-flor e Repolho	3 a 4 kg ha^{-1} de B	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Cacau		
Plantio	5 g de Zn, 1,5 g de Cu, 1 g de B, 1 g de Fe e 1,5 g de Mn por cova	Junto com o solo de enchimento da cova, se a análise do solo indicar baixos teores
Adubação de formação e produção	6 g de Zn, 2 g de Cu, 3 g de B, 2 g de Fe e 4 g de Mn por cova	Na adubação de cobertura uma vez por ano
Café arábica		
Plantio	3 g de Zn, 0,6 g de Cu, 0,6 g de B, 1,0 g de Fe e 1,0 g de Mn por cova	Se a análise do solo indicar baixos teores
Formação	4 g de Zn, 1,5 g de Cu, 2 g de B, 1,5 g de Fe e 3,0 g de Mn por cova, na adubação em cobertura	Para o segundo ano, antes do florescimento, se a análise do solo indicar baixos teores
Produção	Via solo: 3, 2 ou 1 kg ha^{-1} de B 3, 2 ou 1 kg ha^{-1} de Cu 15, 10 ou 5 kg ha^{-1} de Mn 6, 4 ou 2 kg de Zn ha^{-1}	Antes do florescimento, para solos baixos, médios ou bons nesses micronutrientes, respectivamente
	Adubação foliar: Mn 2 g L^{-1}, Zn 2 g L^{-1}, Cu 2 g L^{-1}, B 1 g L^{-1}	Para corrigir deficiências ou de forma preventiva
Café conilon		
Plantio	3 g de Zn, 0,6 g de Cu, 0,6 g de B e 1,0 g de Mn por cova	Se a análise do solo indicar baixos teores
Formação	4 g de Zn, 1,5 g de Cu, 2 g de B, 1,5 g de Fe e 3,0 g de Mn por cova, na adubação em cobertura	Para o segundo ano, antes do florescimento, se a análise do solo indicar baixos teores
Produção	Via solo: 6 a 8 kg de Zn, 2 a 4 kg de Cu, 2 a 3 kg de B, 1 a 2 kg de Fe e 4 a 6 kg de Mn por hectare, na adubação em cobertura	Antes do florescimento, se a análise do solo indicar baixos teores
	Adubação foliar: Mn 4 g L^{-1}, Zn 3 g L^{-1}, Cu 3 g L^{-1}, B 2 g L^{-1}, Fe 2 g L^{-1} e Mo 1 g L^{-1}	Para corrigir deficiências ou de forma preventiva
Cana-de-açúcar	5 g de Zn, 2,5 g de Cu e 4 g de Mn por metro de sulco	Por metro de sulco, se a análise do solo indicar baixos teores

Continua...

Quadro 29. Continuação

Cultura	Dose	Observações
Cebola	1 a 2 kg de B, 2 a 4 kg de Cu e 3 a 5 kg de Zn por hectare	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Citros (plantio)	2 g de Zn, 0,5 g de Cu, 1,0 g de B, 1,0 g de Fe e 1,5 g de Mn por cova	Se a análise do solo indicar baixos teores; aumentar as quantidades em cerca de 30 %, quando a aplicação for realizada por metro de sulco
Formação (1º ao 5º ano)	6 g de Zn, 2 g de Cu, 3 g de B, 2 g de Fe e 4 g de Mn por cova, na adubação em cobertura	Uma vez por ano, antes do florescimento, se a análise do solo indicar baixos teores
Produção	8 g de Zn, 3 g de Cu, 5 g de B, 3 g de Fe e 5 g de Mn por cova, na adubação em cobertura	Uma vez por ano, se a análise do solo indicar baixos teores
Coco anão verde irrigado		
Plantio	7 g de Zn, 1 g de Cu, 2,5 g de B, 1,5 g de Fe e 3 g de Mn por cova	Se a análise do solo indicar baixos teores
Cobertura (a partir do 1º ano)	8 g de Zn, 3 g de Cu, 5 g de B, 3 g de Fe e 5 g de Mn por cova	Uma vez por ano, antes do florescimento, se a análise do solo indicar baixos teores
Coco anão verde não irrigado		
Plantio	5 g de Zn, 0,5 g de Cu, 1 g de B, 1,5 g de Fe e 1,5 g de Mn por cova	Se a análise do solo indicar baixos teores
Cobertura (a partir do 1º ano)	8 g de Zn, 3 g de Cu, 5 g de B, 3 g de Fe e 5 g de Mn por cova	Uma vez por ano, antes do florescimento, se a análise do solo indicar baixos teores
Eucalipto	5 g de sulfato de Zn por cova, no plantio, e 10 g de bórax em cobertura, juntamente com o N e, ou, K	Em meia-lua ou em filetes contínuos na projeção da copa e, após o fechamento, em faixas de 30 cm ou mais, entre as linhas de plantio
Feijão	4 a 5 kg de Zn, 1 kg de Cu, 1 kg de B; 1 kg de Mn, 0,15 kg de Mo e 0,1 kg de Co por hectare	Por ocasião do plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Florestas Essências nativas	1 kg de B e 1 kg de Zn por hectare	Por ocasião do plantio, na cova ou sulco, se a análise do solo indicar baixos teores
Mamão (plantio)	5 g de Zn, 0,8 g de Cu, 1 g de B, 1,5 g de Fe e 2 g de Mn por metro de sulco	
Produção	Via solo: 5 kg de Zn, 2 kg de Cu, 2 kg de B e 4 kg de Mn por hectare, a cada seis meses	Se a análise do solo indicar baixos teores
	Adubação foliar: Ca 10 g L^{-1}, Mn 5 g L^{-1}, Zn 3 g L^{-1}, Cu 3 g L^{-1}, B 3 g L^{-1}, Fe 2 g L^{-1} e Mo 1 g L^{-1}	Manter um programa de adubação foliar de rotina, especialmente cálcio e boro, considerando que o mamoeiro apresenta florações e frutificações ao longo do ciclo
Manga (plantio)	5 g de Zn, 0,8 g de Cu, 1 g de B e 2 g de Mn por cova	Se a análise do solo indicar baixos teores; aumentar as quantidades em cerca de 30 % quando a aplicação for realizada por metro de sulco
Produção	Via solo: 5 kg de Zn, 2 kg de Cu, 2 kg de B e 4 kg de Mn por hectare, junto com a primeira parcela de N-K_2O	Junto com a primeira parcela de N-K_2O, se a análise do solo indicar baixos teores
	Adubação foliar: Mn 5 g L^{-1}, Zn 3 g L^{-1}, Cu 3 g L^{-1}, B 3 g L^{-1}, Fe 2 g L^{-1} e Mo 1 g L^{-1}	Para corrigir deficiências ou de forma preventiva
Maracujá		
Plantio	3 g de Zn, 0,6 g de Cu, 0,6 g de B e 1,0 g de Mn por cova	Se a análise do solo indicar baixos teores
Formação	Via solo: 4 g de Zn, 1,5 g de Cu, 2 g de B, 1,5 g de Fe e 3 g de Mn por cova	Em dose única, antes do florescimento, se a análise do solo indicar baixos teores
Produção	Adubação foliar: Mn 5 g L^{-1}, Zn 3 g L^{-1}, Cu 3 g L^{-1}, B 3 g L^{-1}, Fe 2 g L^{-1} e Mo 1 g L^{-1}	Para corrigir deficiências ou de forma preventiva
Melancia	0,5 a 1 kg de B e 2 a 3 kg de Zn por hectare	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Milho	5 kg de Zn, 1 kg de Cu, 1,5 kg de B; 1 kg de Mn e 0,15 kg de Mo por hectare	No sulco de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores

Continua...

Quadro 29. Continuação

Cultura	Dose	Observações
Orquídeas e samambaias	1 g L^{-1} de Zn, 0,2 g L^{-1} de B, 0,5 g L^{-1} de Cu, 0,5 g L^{-1} de Mn e 0,05 g L^{-1} de Mo	Aplicar 1 g da mistura por litro de água, em pulverizações quinzenais, na parte inferior das folhas
Pastagem		
Plantio e formação	3 a 5 kg de Zn, 0,8 a 1 kg de Cu, 1 a 2 kg de B; 2 a 3 kg de Fe e 3 a 4 kg de Mn por hectare	Junto com a adubação fosfatada, se a análise do solo indicar baixos teores
Manutenção	4 a 5 kg de Zn, 1 kg de Cu, 1,5 a 2 kg de B; 2 a 3 kg de Fe e 3 a 5 kg de Mn por hectare	No início do período chuvoso, se a análise do solo indicar baixos teores
Pastagem irrigada		
Plantio e formação	3 a 5 kg de Zn, 0,8 a 1 kg de Cu, 1 a 2 kg de B; 2 a 3 kg de Fe e 3 a 4 kg de Mn por hectare	Junto com a adubação fosfatada, se a análise do solo indicar baixos teores
Manutenção	6 kg de Zn, 1 kg de Cu, 2 kg de B; 2 a 3 kg de Fe e 5 kg de Mn por hectare	Sob pastejo intensivo, logo após a retirada do gado, junto à adubação N-P-K, aplicado a lanço na superfície do solo
Pepino	0,5 a 1 kg de B, 1 a 3 kg de Cu e 1 a 3 kg de Zn por hectare	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Pimenta-do-reino		
Plantio	5 g de Zn, 0,5 g de Cu, 1 g de B, 1,5 g de Fe e 1,5 g de Mn por cova	Se a análise do solo indicar baixos teores. Aumentar as quantidades em cerca de 30 %, quando a aplicação for realizada por metro linear de sulco.
Formação	4 g de Zn, 1,5 g de Cu, 2 g de B, 1,5 g de Fe e 2,5 g de Mn por cova	Uma vez ao ano, se a análise do solo indicar baixos teores
Produção	5 g de Zn, 2,5 g de Cu, 3 g de B, 2 g de Fe e 3 g de Mn por cova	Uma vez ao ano, se a análise do solo indicar baixos teores
Pinus		
Plantio e cobertura	1 kg de B e 1,5 kg de Zn por hectare	Por ocasião do plantio, na cova ou no sulco, se a análise do solo indicar baixos teores; a aplicação dos adubos em cobertura pode ser feita em meia-lua ou em filetes contínuos na projeção da copa e, após o fechamento, em faixas de 30 cm ou mais, entre as linhas de plantio
Pupunha Produção	1 a 2 kg de B, 1 a 1,5 kg de Cu e 2 a 3 kg de Zn por hectare	Se a análise do solo indicar baixos teores, entre outubro e março, em dose única
Quiabo	0,5 a 1 kg de B e 2 a 3 kg de Zn por hectare	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Roseira	15 kg de B por hectare	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Seringueira		
Formação e produção	8 g de Zn, 3 g de Cu, 5 g de B, 3 g de Fe e 5 g de Mn por planta	Uma vez por ano, no início do período chuvoso, se a análise do solo indicar baixos teores
Soja	4 a 5 kg de Zn, 1 kg de Cu, 2 kg de B, 5 kg de Mn e 0,15 kg de Mo por hectare	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Sorgo granífero	4 kg de Zn, 1 kg de Cu, 1 kg de B e 1 kg de Mn por hectare	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores
Tomate	1 a 1,5 kg de B e 2 a 3 kg de Zn por hectare	Junto com a adubação de plantio, se a análise do solo indicar baixos teores

Fonte: Adaptado de Dadalto & Fullin (2001).

Quadro 30. Recomendações de micronutrientes para várias culturas no Estado de Pernambuco

Cultura	Dose	Observações
Abacate	500 g de uréia, 500 g de sulfato de Zn, 250 g de sulfato de Mn e 100 g de ácido bórico, em 100 litros de água	Aplicar, duas vezes ao ano; os pomares tratados com fungicidas cúpricos, dispensam, normalmente, fertilização à base de Cu
Acerola irrigada	4,5 g de Zn e 1,0 g de B por planta	No plantio, e, uma vez por ano, na fase de produção
Alfafa	30 kg de bórax e 2 kg de molibdato de amônio por hectare	No plantio
Alho	15 kg de bórax e 60 kg de sulfato de Zn por hectare	No plantio, em áreas com deficiências
Banana	15 g de sulfato de Zn por touceira	Preferencialmente na mesma época da primeira fertilização nitrogenada
Banana irrigada	4,5 g de Zn e 1,0 g de B por cova	No plantio e depois, por touceira, e uma vez por ano, na fase de produção
Batata-doce	5 a 10 kg de bórax por hectare	Em solos arenosos, misturado aos fertilizantes destinados à adubação de fundação
Brócolis	Ácido bórico 2 g L^{-1} e molibdato de amônio 2 g L^{-1}	Em duas aplicações foliares na sementeira e 15 dias após o transplantio
Café	600 g de sulfato de Zn e 300 g de ácido bórico dissolvidos em 100 litros de água	Fazer anualmente três pulverizações
Cana-de-açúcar	2,6 kg de Cu, 4,0 kg de Zn e 5,2 kg de Mn por hectare 1,3 kg de Cu, 2,0 kg de Zn e 2,6 kg de Mn por hectare	Em solos com < 0,7, < 0,4 e < 0,6 mg dm^{-3} de Cu, Zn e Mn, respectivamente Em solos com 0,7 - 1,0, 0,4 - 0,6 e 0,6 - 0,9 mg dm^{-3} de Cu, Zn e Mn, respectivamente
Citros	250 g de sulfato de Zn e 250 g de sulfato de Mn, neutralizados com 250 g de cal, diluídos em 100 litros de água	Pulverizar uma a duas vezes durante o ano
Coco irrigado	4,5 g de Zn, 1,0 g de B, 0,5 g de Cu, 1,5 g de Fe, 1,0 g de Mn e 0,05 g de Mo por planta	No plantio e, uma vez por ano, na fase de produção
Couve-flor	Ácido bórico 2 g L^{-1} e molibdato de Na 2 g L^{-1}	Em duas aplicações foliares na sementeira e 15 dias após, no transplantio
Eucalipto	10 kg de sulfato de Zn e 1,5 kg de bórax por hectare	Juntamente com os fertilizantes destinados ao plantio Aos 65 dias após o plantio
Goiaba irrigada	4,5 g de Zn e 1,0 g de B por planta	No plantio e, depois, uma vez por ano, antes da primeira poda de frutificação
Inhame	Ácido bórico 1 g L^{-1}	Se necessário, fazer três pulverizações, a partir de 45 após o plantio
Leucena	1 kg de molibdato de amônio, 1 kg de bórax e 2 kg de sulfato de Zn por hectare	No plantio
Mamão	6,5 g de ácido bórico, por cova acompanhada de pulverizações foliares com solução de ácido bórico a 2,5 g L^{-1} a cada dois meses; solução de sulfato de Zn 5 g L^{-1} para solos deficientes em Zn	
Manga irrigada	4,5 g de Zn e 1,0 g de B por planta	No plantio e, uma vez por ano, na fase de produção
Melão irrigado	Molibdato de Na a 5 g L^{-1}	Duas a três aplicações, com intervalos de sete dias
Repolho	Ácido bórico 2 g L^{-1} e molibdato de amônio 2 g L^{-1}	Duas aplicações: na sementeira e quinze dias após o transplantio
Seringueira	2 kg de sulfato de Cu e 2 kg de sulfato de Zn por 100 kg de fertilizantes	Aplicados no plantio
Tomate de mesa	Bórax: 250 g por 100 litros de água	Se necessário
Videira irrigada	Via solo: 4,5 g de Zn e 1,0 g de B por planta Via foliar: sulfato de Zn 3 g L^{-1} e ácido bórico a 1 g L^{-1}	No plantio e, uma vez por ano, na fase de produção, logo após a colheita Na fase de produção, seis aplicações foliares com intervalos de quinze dias, a partir da floração

Fonte: Adaptado de Cavalcanti (1998).

Estratégia de Restituição

Essa estratégia de aplicação vem sendo cada vez mais utilizada, principalmente nas áreas que têm atingido altos tetos de produtividade e intensificação de problemas de deficiência de micronutrientes, pelas grandes quantidades exportadas.

A combinação ideal para se atingir bases sólidas de diagnose e recomendação de micronutrientes seria a integração das estratégias de prescrição com a de restituição, ou seja, utilizar dados de experimentos de calibração de métodos de análise de solos e de plantas e variação das doses a serem aplicadas de acordo com os tetos de produtividade e exportação para culturas. Esses aspectos devem merecer prioridade de pesquisa futura sobre o assunto.

Um fator que pode ser considerado limitante na implementação da estratégia de restituição para micronutrientes é a quase total falta de trabalhos científicos que procuram estabelecer taxas de eficiência das diversas fontes e modos de aplicação para os mais diferentes tipos de solo, clima e cultura no Brasil. Mesmo podendo estimar possíveis exportações de micronutrientes por unidade de produto (Quadro 31), ainda ficam em aberto as doses adequadas das diversas fontes para que esses requerimentos sejam satisfeitos.

Quadro 31. Quantidades de micronutrientes necessárias para a produção de algumas culturas

Cultura	B	Cu	Zn	Mn	Fe	Mo
	g t^{-1}					
Abacateiro	6	3	5	2	8	0,19
Abacaxizeiro	4	1	5	30	60	0,06
Alface	-	4	9	10	8	-
Algodoeiro	118	42	43	92	1209	1,00
Cacaueiro	45	32	108	129	245	0,08
Cafeeiro (côco)	25	15	40	20	80	0,25
Cana	4	4	9	37	155	0,02
Cebola	5	2	2	8	11	-
Cenoura	9	1,5	7	13	60	-
Couve-flor	5	0,8	7	12	9	-
Ervilha	170	44	450	250	250	5,00
Fumo	22	14	-	249	-	32,00
Laranjeira	2,2	1,2	0,9	2,8	6,6	0,008
Macieira	1	1	0,2	0,8	8	0,001
Mandioca	14	2	8	34	67	-
Pessegueiro	1,5	1	1	1,5	5	0,004
Tomateiro	5	10	25	24	25	0,012
Videira	4	4	0,6	2	3	0,003

Fonte: Adaptado de Malavolta (1987).

Fontes de Micronutrientes

As fontes de micronutrientes variam de modo considerável na sua forma física, reatividade química, custo e eficiência agronômica e têm sido descritas em detalhes em várias publicações no Brasil (Lopes, 1984, 1991; Volkweiss, 1991; Lopes & Souza, 2001) e no exterior (Hignett & McClellan, 1985; Mortvedt, 1991; Martens & Westermann, 1991). O trabalho de Mortvedt (1991) é uma excelente síntese sobre o agrupamento dessas fontes.

Em geral, as fontes de micronutrientes são agrupadas em: fontes inorgânicas (Quadro 32), quelatos sintéticos (Quadro 33), óxidos silicatados (Quadro 34) e complexos orgânicos.

Quadro 32. Fontes inorgânicas de micronutrientes e de cobalto

Fonte	Fórmula	Concentração aproximada	Solubilidade em água
		%	$g\ L^{-1}$
Boro			
Bórax	$Na_2B_4O_7.10H_2O$	11	20
Borato 46	$Na_2B_4O_7.5H_2O$	14	226
Borato 65	$Na_2B_4O_7$	20	10
Solubor	$Na_2B_4O_7.5H_2O + Na_2B_{10}O_{16}.10H_2O$	20	-
Ácido bórico	H_3BO_3	17	63
Ulexita	$NaCaB_5O_9.8H_2O$	8	Insolúvel
Cobre			
Sulfato de cobre	$CuSO_4.5H_2O$	25	316
Óxido de cobre	CuO	75	Insolúvel
Ferro			
Sulfato ferroso	$FeSO_4.7H_2O$	19	156
Sulfato férrico	$Fe_2(SO_4)_3.9H_2O$	23	4.400
Manganês			
Sulfato manganoso	$MnSO_4.3H_2O$	26-28	742
Óxido manganoso	MnO	41-68	Insolúvel
Molibdênio			
Molibdato de sódio	$Na_2MoO_4.2H_2O$	39	562
Molibdato de amônio	$(NH_4)_6Mo_7O_{24}.4H_2O$	54	430
Óxido de molibdênio	MoO_3	66	1
Zinco			
Sulfato de zinco	$ZnSO_4.7H_2O$	23	965
Óxido de zinco	ZnO	78	Insolúvel
Cobalto			
Cloreto de cobalto	$CoCl_2.6H_2O$	25	760
Nitrato de cobalto	$Co(NO_3)_2.6H_2O$	20	1.338
Sulfato de cobalto	$CoSO_4.7H_2O$	22	600

Fonte: Adaptado de Galrão (2002) citando Weast & Astle (1981).

Fontes Inorgânicas

As fontes inorgânicas (Quadro 32) incluem sais metálicos, como os sulfatos, cloretos e nitratos, que são solúveis em água, os óxidos e os carbonatos, que são insolúveis em água, e os oxissulfatos, que constituem subprodutos industriais com maior ou menor grau de solubilidade em água, dependendo das quantidades de H_2SO_4 utilizadas na solubilização dos óxidos. A solubilidade em água é fator determinante da eficiência agronômica a curto prazo, para aplicações localizadas em sulco e produtos na forma granulada. Resultados de pesquisa indicam que cerca de 35 a 50 % do Zn total dos oxissulfatos na forma granulada deve ser solúvel em água para ter eficiência agronômica imediata para as culturas (Quadro 35). Resultados semelhantes devem ser esperados com oxissulfatos de Mn (Mortvedt, 1992).

Quadro 33. Fontes quelatizadas de micronutrientes

Fonte	Fórmula	Concentração aproximada
		%
Cobre		
Quelato sintético	$Na_2CuEDTA$	13
Quelato sintético	NaCuHEDTA	9
Quelato natural	Lignossulfonato	5-8
Quelato natural	Poliflavonóide	5-7
Ferro		
Quelato sintético	NaFeEDTA	5-14
Quelato sintético	NaFeHEDTA	5-9
Quelato sintético	NaFeEDDHA	6
Quelato sintético	NaFeDTPA	10
Quelato natural	Lignossulfonato	5-8
Quelato natural	Poliflavonóide	9-10
Metoxifenilpropano	FeMPP	5
Manganês		
Quelato sintético	$Na_2MnEDTA$	5-12
Quelato natural	Lignossulfonato	5
Quelato natural	Poliflavonóide	5-7
Zinco		
Quelato sintético	$Na_2ZnEDTA$	14
Quelato sintético	NaZnHEDTA	9
Quelato sintético	NaZnNTA	13
Quelato natural	Lignossulfonato	5-8
Quelato natural	Poliflavonóide	5-10

Fonte: Adaptado de Galrão (2002) citando Martens & Westermann (1991).

Quadro 34. Oxidos silicatados (fritas) comercializados no Brasil

Produto	Concentração aproximada							
	Zn	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Co	Outros nutrientes
	%							
FTE BR-8	7,0	2,5	1,0	5,0	10,0	0,1	-	-
FTE BR-9	6,0	2,0	0,8	6,0	3,0	0,1	-	-
FTE BR-10	7,0	2,5	1,0	4,0	4,0	0,1	0,1	-
FTE BR-12	9,0	1,8	0,8	3,0	2,0	0,1	-	-
BR-12 EXTRA	15,0	2,5	1,0	3,0	3,0	0,1	-	-
FTE BR-13	7,0	1,5	2,0	2,0	2,0	0,1	-	-
FTE BR-15	8,0	2,8	0,8	-	-	0,1	-	-
FTE BR-16	3,5	1,5	3,5	-	-	0,4	-	-
FTE BR-24	18,0	3,6	1,6	6,0	4,0	0,2	-	-
Micronutri-121	12,0	1,0	-	-	-	0,6	0,15	-
Micronutri-155	15,0	5,0	-	-	-	-	-	6,0 Mg
Micronutri-183	18,0	3,0	-		-	-	-	6,0 Mg
Micronutri-204	20,0	4,0	-	-	-	-	-	-
Micronutri-222	22,0	2,0	1,0	-	-	-	-	-
Micronutri-248	24,0	2,0	-	-	8,0	-	-	-
Micronutri-252	25,0	2,5	-	-	-	1,3	0,3	-
Micronutri-301	30,0	1,0	1,0	-	-	-	-	-
ZIN-COP 101	10,0	2,0	10,0	-	-	-	-	-
ZIN-COP 105	10,0	2,0	10,0	5,0	-	-	-	-
ZIN-COP 110	10,0	-	10,0	-	-	-	-	-
ZIN-COP 115	10,0	1,0	15,0	5,0	-	-	-	-
ZIN-COP 201	20,0	1,0	10,0	5,0	-	-	-	-
ZIN-COP 210	20,0	-	10,0	-	-	-	-	-
Borogran	-	8,0	-	-	-	-	-	-
Zincogran	20,0	-	-	-	-	-	-	6,0 S
Nutriboro	-	9,0	-	-	-	-	-	-
Nutrizinco I	30,0	-	-	2,0	-	-	-	-
Nutrizinco II	20,0	-	-	2,0	-	-	-	-
FTE Barreiras	13,0	2,5	3,0	2,0	3,0	0,12	-	-
FTE Campo	7,0	2,5	2,5	-	15,0	-	-	-
FTE Centro Oeste	15,0	2,0	2,0	-	10,0	-	-	-
FTE New Centro Oeste	12,0	1,6	1,6	-	8,0	-	-	-
FTE Cerrado	15,0	2,0	1,6	-	4,0	0,2	-	-
FTE New Cerrado	12,0	1,6	1,3	-	3,0	0,15	-	-
FTE MS/MT	5,0	-	-	-	15,0	-	-	-
FTE Oeste Baiano	5,0	1,6	4,5	2,0	8,0	0,1	-	-
FTE JCO-1-C	-	-	7,0	3,0	7,0	-	-	4,0 S
FTE JCO-2-C	-	-	4,0	8,0	12,0	-	-	4,0 S
FTE JCO-1M	10,0	1,5	4,0	4,0	5,0	-	-	4,0 S
FTE JCO-2M	5,0	2,0	5,0	5,0	8,0	-	-	4,0 S

Fonte: Adaptado de Galrão (2002).

Quadro 35. Produção de matéria seca e absorção de zinco pelo milho, considerando teores de zinco solúvel em água em fertilizantes comerciais

Fertilizante com zinco	Zn solúvel em água em relação ao Zn total	Produção	Absorção de Zn
	%	g/vaso	mg/vaso
Testemunha	-	11,8	0,10
$ZnSO_4$ - 1	12	13,1	0,12
$ZnSO_4$ - 2	46	26,0	0,20
$ZnSO_4$ - 3	81	42,4	0,30
$ZnSO_4$ - 4	83	31,8	0,24
$ZnSO_4$ (reagente padrão)	100	31,3	0,26
Oxi-sulfato de Zn - 1	7	17,3	0,14
Oxi-sulfato de Zn - 2	37	22,4	0,18
Oxi-sulfato de Zn - 3	76	24,6	0,20
Oxi-sulfato de Zn - 4	100	33,3	0,26
ZnO (reagente padrão)	0	13,2	0,11
ZnO (subproduto)	0	17,8	0,15
DMS (0,05)	-	9,2	0,06

Fonte: Adaptado Mortvedt (1992).

Dentre as fontes de B, o bórax, o solubor, o ácido bórico e os boratos são solúveis em água, enquanto a colemanita é medianamente solúvel e a ulexita é insolúvel em água. Molibdatos de Na e de NH_4^+ são solúveis em água e o óxido de Mo é insolúvel em água (Quadro 32).

Quelatos Sintéticos

Os quelatos sintéticos são formados pela combinação de um agente quelatizante com um metal por meio de ligações coordenadas. Um agente quelatizante é um composto que contém átomos doadores ou grupos (ligantes) que podem combinar com um íon metálico simples para formar uma estrutura cíclica chamada de complexo quelatizado, ou quelato. A estabilidade da ligação quelato-metal determina, geralmente, a disponibilidade do nutriente aplicado para as plantas. Um quelato eficiente é aquele no qual a taxa de substituição do micronutriente quelatizado por cátions do solo é baixa, mantendo, conseqüentemente, o nutriente aplicado nessa forma de quelato por tempo suficiente para ser absorvido pelas raízes das plantas (Mortvedt, 1992).

Os quelatos são geralmente bastante solúveis, mas, diferentemente dos sais simples, dissociam-se muito pouco em solução, isto é, o ligante tende a permanecer ligado ao metal. Esta é a principal vantagem dos quelatos e permite que Cu, Fe, Mn e Zn permaneçam em solução em condições que normalmente se insolubilizariam como em soluções concentradas com reação neutra ou alcalina (pH 7,0 ou maior) e em solos calcários (Volkweiss, 1991). Esse é um aspecto da maior importância para a tomada de decisão quanto a fonte a ser aplicada.

Os principais agentes quelatizantes utilizados na fabricação de fontes de micronutrientes são: ácido etilenodiaminotetraacético (EDTA), ácido N(hidroxietil)

etilenodiaminotetraacético (HEDTA), ácido dietilenotriaminopentaacético (DTPA), ácido etilenodiamino (o-hidrofenil acético) (EDDHA), ácido nitrilo acético (NTA), ácido glucoheptônico e ácido cítrico. O mais comum é o EDTA (Quadro 33).

Segundo Mortvedt (2001), a maioria dos quelatos é facilmente misturada com fertilizantes fluidos, porque eles não reagem com os componentes desses fertilizantes. Vários quelatos são comercializados na forma líquida porque os custos de produção por unidade de micronutriente são menores do que na forma de pós, que requer secagem. A eficiência relativa, para as culturas, dos quelatos aplicados ao solo pode ser de duas a cinco vezes maior por unidade de micronutriente do que as fontes inorgânicas, enquanto o custo do quelato por unidade de micronutriente pode ser de cinco a cem vezes mais alto. Esse aspecto constitui limitação ao uso desses produtos para culturas de baixo valor agregado.

Complexos Orgânicos

Os complexos orgânicos são produzidos pela reação de sais metálicos com subprodutos orgânicos da indústria de polpa de madeira e outros. A estrutura química desses agentes complexantes e o tipo de ligação química dos metais com os componentes orgânicos ainda não são bem caracterizados porque dependem da natureza dos produtos orgânicos e dos seus processos de fabricação (Mortvedt, 2001).

Alguns complexos orgânicos não são compatíveis com todos os fertilizantes fluidos e, assim, testes com quantidades pequenas devem ser feitos para avaliação de compatibilidade antes de se proceder à mistura de grandes volumes. Se comparados com os quelatos sintéticos, os complexos orgânicos são mais baratos por unidade de micronutriente, mas, no geral, são menos eficientes e são mais rapidamente decompostos pelos microrganismos do solo (Mortvedt, 2001).

Óxidos Silicatados ("Fritas")

As "fritas" são produtos vítreos cuja solubilidade é controlada pelo tamanho das partículas e por variações na composição da matriz. São obtidas pela fusão, aproximadamente, a 1.000 °C de silicatos ou fosfatos com uma ou mais fontes de micronutrientes seguido de resfriamento rápido com água, secagem e moagem (Mortvedt & Cox, 1985). Por serem insolúveis em água, as "fritas" são mais eficientes se aplicadas na forma de pó fino, a lanço com incorporação, em solos mais arenosos e sujeitos a altos índices pluviais e altas taxas de lixiviação. Existem disponíveis no mercado "fritas" com as mais variadas combinações de composição de micronutrientes (Quadro 34).

Métodos de Aplicação dos Micronutrientes

Uma vez estabelecida a necessidade de aplicação de micronutrientes, é necessário determinar quais os métodos de aplicação seriam mais recomendáveis para cada caso.

Esse é um problema dos mais complexos, pois a eficiência dos diversos métodos de aplicação está intimamente relacionada com diversos fatores, com destaque para: fontes, tipo de solo, pH, solubilidade, efeito residual, mobilidade do nutriente e cultura, dentre

outros. Esses aspectos foram amplamente discutidos por Lopes (1991), Volkweiss (1991) e Lopes & Souza (2001) e os conceitos e princípios apresentados sobre o tema, naquela época, são aplicáveis até hoje. Dentre os vários métodos de aplicação de micronutrientes, destacam-se: a adubação via solo, incluindo adubação fluida e fertirrigação; a adubação foliar; o tratamento de sementes e o tratamento de mudas.

O enfoque a ser dado nesta parte do trabalho é complementar ao já discutido por Lopes (1991), Volkweiss (1991) e Lopes & Souza (2001), procurando estabelecer bases sólidas para a tomada de decisão, tanto quanto possível consubstanciada nos poucos dados de experimentos realizados no Brasil, onde se estuda o problema de forma abrangente e sistematizada, incluindo a avaliação do efeito residual.

Via Solo

Segundo Volkweiss (1991), com a aplicação de micronutrientes via solo, busca-se aumentar sua concentração na solução, que é de onde as raízes os absorvem, e assim, proporcionar maior eficiência de utilização pelas plantas. É, portanto, necessário que as fontes de micronutrientes utilizadas se solubilizem no solo no mínimo de tempo compatível com a absorção pelas raízes e que sejam aplicadas em posição possível de ser por elas atingidas, uma vez que os micronutrientes são geralmente pouco móveis no solo.

As variações das aplicações de micronutrientes, via solo, são as seguintes:

a lanço com incorporação: os adubos com micronutrientes são distribuídos uniformemente na superfície do solo, em separado ou por meio de misturas NPK, e, a seguir, incorporados por meio de práticas normais de preparo (aração e gradagem). É o caso da aplicação de micronutrientes em áreas de culturas anuais com agricultura convencional, pastagens em formação, quando do uso de adubações corretivas com micronutrientes.

a lanço sem incorporação: os adubos com micronutrientes são distribuídos uniformemente na superfície do solo, em separado ou em misturas NPK, mas não são incorporados. Este é o caso de aplicações em áreas de plantio direto, pastagens formadas, ou mesmo culturas perenes já formadas.

em linhas: os adubos com micronutrientes são aplicados com semeadeiras-adubadeiras na linha de semeadura, em separado ou juntamente com as misturas NPK, ao lado e abaixo das sementes, em geral, junto com a adubação NPK. Esta é a forma mais utilizada para aplicação de micronutrientes em culturas anuais.

em covas ou valetas de plantio: os micronutrientes são incorporados ao solo das covas ou valetas de plantio, isoladamente ou em misturas NPK, e são, normalmente, empregados para a formação de culturas perenes.

em faixas: os micronutrientes são aplicados em faixas superficiais ou com pequena incorporação por meio de escarificação, ao longo da faixa de maior crescimento de raízes, em separado ou por meio de misturas NPK, em geral, junto com à adubação NPK. É uma das formas de aplicação mais utilizadas para culturas perenes já formadas.

Nas aplicações no solo, os fertilizantes tanto podem ser distribuídos na forma sólida da adubação tradicional, como podem ser diluídos em água, formando soluções ou

suspensões para utilização como adubação fluida e fertirrigação. Esse é um aspecto importante a ser levado em conta, principalmente para melhorar a uniformidade de distribuição, quando da aplicação em separado de pequenas doses de micronutrientes tanto nas adubações a lanço como nas aplicações em linha ou em faixas.

Em todos os casos de aplicação de micronutrientes via solo, na forma sólida e isolada, há problemas quanto à uniformidade de distribuição, de acordo com as pequenas doses empregadas, sendo o problema tanto maior quanto maior a concentração de micronutrientes nas diversas fontes.

Com a finalidade de aumentar a uniformidade de distribuição, visando à maior eficiência de aplicação dos micronutrientes para as mais diversas culturas, algumas alternativas de manejo têm sido sugeridas, tais como:

- diluição por mistura das fontes de micronutrientes com solo, calcário, fosfatos, ou outro material inerte, sendo crucial que haja compatibilidade em granulometria entre o fertilizante com micronutrientes e o material utilizado na mistura para evitar a segregação no momento da aplicação;
- aumento das doses para distribuição a lanço, com ou sem incorporação, para facilitar a distribuição uniforme, utilizando as vantagens do efeito residual de alguns micronutrientes (principalmente aqueles que fornecem Cu e Zn), que pode atingir cinco ou mais anos, como será apresentado no tópico sobre efeito residual de micronutrientes;
- mistura de adubos com micronutrientes, em geral granulados, com fertilizantes simples, mistura de grânulos, misturas granuladas ou fertilizantes granulados, para aplicações a lanço ou em linha, sendo fundamental a uniformidade de granulometria dos diversos componentes;
- incorporação de adubos com micronutrientes em misturas granuladas e fertilizantes granulados, de modo que cada grânulo carreie o NPK, se for o caso, e os micronutrientes;
- revestimento de fertilizantes simples, misturas de grânulos, misturas granuladas e fertilizantes granulados com fontes de micronutrientes, de modo que cada grânulo contenha também os micronutrientes.

Em razão do aumento da intensidade de uso e de interações positivas e negativas que podem ocorrer durante o processamento e que podem afetar a eficiência agronômica dos micronutrientes, a seguir, e feita uma abordagem adicional sobre algumas dessas alternativas, incluindo as vantagens e desvantagens comparativas entre elas.

Misturas de Fontes de Micronutrientes com Mistura de Grânulos NPK

Essa é uma das formas mais utilizadas de aplicação de micronutrientes na agricultura brasileira. A principal vantagem desse produto é que os adubos com micronutrientes, em suas diferentes fontes, podem ser misturados com produtos com NPK para obter fórmulas específicas que irão atender às recomendações tanto de doses de NPK quanto de micronutrientes.

A mistura dos vários adubos, nesse caso, deve ser feita tão próxima ao período de aplicação quanto possível, e o tempo gasto para o seu preparo deve ser mais longo do que o empregado para misturas com apenas NPK, para garantir uma mistura a mais uniforme possível.

O principal problema encontrado com a aplicação de micronutrientes em misturas de grânulos é que pode ocorrer segregação durante a mistura e, subseqüentemente, durante o manuseio e aplicação (Mortvedt, 1991). Vários estudos têm demonstrado que a principal causa da segregação é a diferença de tamanho de partículas, embora a forma dessas e a densidade também tenham efeito (Silverberg et al., 1972).

A importância da uniformidade do tamanho dos grânulos para evitar a segregação durante a mistura, o manuseio e a aplicação foram detalhadamente comentados por Lopes (1991). Misturas de grânulos, incluindo micronutrientes, permanecerão bem homogêneas com materiais de tamanho semelhante que não se deteriorem durante o armazenamento (Mortvedt, 1991). A maioria dos possíveis problemas de segregação que interferem na eficiência agronômica das fontes de micronutrientes resultam do uso de materiais microcristalinos, ou mesmo granulados, de tamanho não-compatível com as fontes NPK.

Outro tipo de problema de aplicação de micronutrientes nesses tipos de misturas é que, mesmo com uniformidade de tamanho de grânulos, a mistura de grânulos que contém adubos granulados com micronutrientes diminui o número de locais no solo que recebe o micronutriente. Por exemplo, o número de locais que recebe os grânulos pode ser menor do que 20 por m^2, quando se aplica $ZnSO_4$ granulado para adição de 1 kg ha^{-1} de Zn. Em contraste, se o $ZnSO_4$ for incorporado a uma mistura granulada ou fertilizante granulado, ou aplicado como revestimento de fertilizantes NPK para conter 20 g kg^{-1} (2 %) de Zn, o número de pontos que receberia os grânulos seria de 350 por m^2, na aplicação da mesma dose. Como o Zn é um micronutriente que se movimenta por difusão, ou seja, para distâncias a pouco mais de alguns milímetros do ponto de aplicação, depreende-se que a uniformidade de aplicação e a eficiência de absorção são muito maiores no segundo caso. Cita-se que aplicações de bórax ($Na_2B_4O_7.10H_2O$) granulado resultam também em altas concentrações de B no solo em torno do grânulo, o que poderia ser tóxico para as raízes de plantas próximas, no caso de algumas espécies sensíveis (Mortvedt & Osborn, 1965).

Outro aspecto que deve ser levado em consideração para seleção de fontes granuladas de micronutrientes para uso em misturas de grânulos é a solubilidade em água. Segundo Mortvedt (1991), a disponibilidade de micronutrientes na forma de óxidos insolúveis em água, para as plantas, diminui com o aumento de tamanho de partículas, pela diminuição da superfície específica. Enquanto ZnO insolúvel e $ZnSO_4$ solúvel em água resultaram em respostas de produção de milho semelhantes quando aplicados na forma de pó e misturados ao solo, o ZnO granulado foi completamente ineficiente e o $ZnSO_4$ também granulado foi uma fonte satisfatória em experimento de casa de vegetação (Allen & Terman, 1966). Dados de campo com feijoeiro mostraram que ZnO granulado foi ineficiente como fonte de Zn (Judy et al., 1964).

Mortvedt (1991) cita uma série de trabalhos que mostram ter sido o MnO granulado ineficiente para aveia (Mortvedt, 1984), milho (Miner et al., 1986) e soja (Mascagni Júnior & Cox, 1985).

Uma alternativa para aumentar a eficiência dos óxidos granulados é o ataque prévio com H_2SO_4 para obter os chamados oxissulfatos. A utilização desses oxissulfatos granulados em mistura de grânulos exigirá uma atenção especial para o teor de micronutrientes solúveis em água nesses subprodutos, para assegurar que quantidades suficientes de micronutrientes sejam imediatamente disponíveis para as plantas. Segundo Mortvedt (1992), cerca de 35 a 50 % do Zn total no oxissulfato de Zn granulado devem estar na forma solúvel para ser imediatamente disponível para as plantas. Resultados semelhantes devem ser esperados com oxissulfatos de Mn e, possivelmente, com "fritas" aciduladas.

Incorporação em Misturas Granuladas, Fertilizantes Granulados e Fertilizantes Simples

A incorporação de adubos com micronutrientes em misturas granuladas e fertilizantes granulados vem ocupando lugar de destaque na agricultura brasileira. Esse processo incorpora os micronutrientes uniformemente nos grânulos e, com isso, os principais problemas de micronutrientes granulados misturados em misturas de grânulos, quais sejam, a possibilidade de segregação e a diminuição de número de pontos que iria receber o micronutriente, são eliminados.

Entretanto, a própria natureza do processo de granulação para obtenção de misturas granuladas e fertilizantes granulados, notadamente neste último pelas condições de alta temperatura, umidade e aumento das reações químicas, pode levar a alterações das características e eficiência agronômica das fontes de micronutrientes incorporadas. Este aspecto foi amplamente estudado no exterior para diversos produtos, sendo pouquíssimos aqueles trabalhos desenvolvidos no Brasil. Mortvedt (1991) apresenta ampla revisão de literatura sobre o assunto (Quadro 36).

A aplicação localizada (em sulcos) de adubos com Mn com fertilizantes formadores de ácidos, como o superfosfato simples, é uma prática recomendada. O Mn aplicado permanece disponível para as plantas por um período mais longo na faixa ácida antes de sofrer oxidação para formas não-disponíveis (Mortvedt, 1991). Os efeitos da fonte de P na absorção de Mn estão relacionados com o pH do fertilizante fosfatado. A absorção de Mn pela soja aumentou à medida que o pH do fertilizante aumentou de 1,2 com $Ca(H_2PO_4)_2.H_2O$, para 3,7 no MAP, mas diminuiu com o pH do fertilizante atingindo 7,2 no DAP. Nesse estudo, o movimento do Mn no solo para fora da faixa de aplicação do fertilizante também diminuiu com o aumento do pH, não sendo detectável acima de pH 5,8 (Miner et al., 1986).

Efeitos de incorporação de adubos com Cu e Fe em fertilizantes NPK têm sido menos estudados. Entretanto, as reações de fertilizantes com Cu devem ser semelhantes às dos que contêm Zn, e as reações dos adubos com Fe devem ser semelhantes às daqueles com Mn. Tanto os sais de Fe^{2+} como os de Mn^{2+} não parecem oxidar rapidamente nos fertilizantes NPK, sob condições usuais de composição, pH e temperatura (Lehr, 1972). Não obstante, essa oxidação deve ocorrer após a dissolução inicial desses produtos quando aplicados ao solo.

A incorporação de fontes de B em fertilizantes NPK é freqüentemente praticada. A disponibilidade do B incorporado não é afetada pelo método de incorporação,

Quadro 36. Principais alterações de eficiência agronômica de algumas fontes de micronutrientes quando incorporadas a fertilizantes simples, misturas granuladas e fertilizantes granulados

Fonte	Misturado ou incorporado em	Resultado
ZnEDTA	Mistura com H_3PO_4 antes da amoniação	Decomposição ácida do quelato e menor disponibilidade de Zn
ZnEDTA	Mistura com H_3PO_4 após a amoniação	Não-decomposição ácida do quelato e mai sponibilidade de Zn
$ZnSO_4$ ou ZnO	Incorporação em ortofosfatos amoniados	Baixa disponibilidade de Zn para as plantas
ZnEDTA	Incorporação em ortofosfatos amoniados	Não afetou a disponibilidade de Zn para as plantas
$ZnSO_4$	Incorporação em superfosfato antes da amoniação	Diminuição da solubilidade do Zn - formação de $ZnNH_4PO_4$ insolúvel
Zn e Cu	Incorporação em superfosfato simples	90 e 50 %, respectivamente, solúveis em água após 7 dias. A maior parte das frações permaneceu no grânulo de SSP após 1 ano
Zn	$(NH_4)_2SO_4$, NH_4NO_3 e $NaNO_3$	Absorção de Zn pelo sorgo diminuiu pela ordem:pH 5,0 > 6,0 > 7,3; pH do solo não adubado: 7,2
$ZnSO_4$	DAP	Formação de $Zn_3(PO_4)_2$ e $ZnNH_4PO_4$ insolúveis
$ZnSO_4$	$(NH_4)_2SO_4$, amônia anidra ou uréia	Maior absorção de Zn por forrageiras e milho com o $(NH_4)_2SO_4$, independentemente do modo de aplicação
$ZnSO_4$	Uréia zincada (com 2 a 3 % de Zn)	A lanço e incorporada, tão eficiente como $ZnSO_4$ a lanço para o trigo

Fonte: Adaptado de Mortvedt (1991).

aparentemente porque os compostos de B não reagem quimicamente com a maioria dos fertilizantes NPK. Entretanto, a absorção de B pelas plantas apresenta boa correlação com o teor de B solúvel em água nesses fertilizantes (Mortvedt, 1968).

A colemanita ($Ca_2B_6O_{11}.5H_20$) e o borato ($Na_2B_4O_7.5H_2O$) foram igualmente eficientes como fontes de B para algodão e girasssol, quando incorporados com fertilizantes NPK (Rowell & Grant, 1975). Tanto a colemanita (solubilidade moderada) quanto as "fritas" com B (baixa solubilidade) foram superiores aos boratos fertilizantes (solubilidade total em água) para algodoeiro em solos arenosos sob condições de alta pluviosidade (Page , 1956, citado por Mortvedt, 1991).

Segundo Mortvedt (1991), a incorporação de Mo em fertilizantes fosfatados ou fertilizantes NPK é uma prática de rotina, especialmente por serem pequenas as doses de Mo aplicadas (30 a 200 g ha^{-1} de Mo). As poucas evidências revelam que fontes de Mo reagem com os componentes dos fertilizantes NPK para alterar a disponibilidade de Mo para as plantas. Entretanto, a inclusão de Mo em fertilizantes com $(NH_4)_2SO_4$ ou outros sulfatos solúveis parece diminuir a disponibilidade de Mo. Isto pode ser causado pela natureza ácida desses sulfatos e pelos efeitos antagônicos dos sulfatos na absorção de Mo pelas plantas.

Revestimento de Fertilizantes NPK

Outra opção bastante eficiente para melhorar a uniformidade de aplicação de micronutrientes é o revestimento de fertilizantes NPK, seja mistura de grânulos, misturas granuladas e fertilizantes granulados, seja fertilizantes simples. Essa técnica foi amplamente discutida por Lopes (1991), que cita uma série de trabalhos desenvolvidos no exterior sobre esse assunto.

O princípio dessa técnica é a mistura, a seco, da fonte de micronutrientes finamente moída (< 100 mesh ou < 0,15 mm) com o fertilizante. Um agente agregante é pulverizado sobre os grânulos à medida que eles são misturados com a fonte de micronutrientes em pó. O material agregante promove a formação de produtos de reação na superfície dos grânulos ou age como um agregante físico. O ciclo total de mistura leva 3 a 5 min em misturadores rotativos de pequena capacidade e um pouco mais em misturadores maiores.

O agente agregante deve ser barato, deve permanecer aderido ao fertilizante granulado durante o manuseio e não deve resultar em propriedades físicas indesejáveis, como empedramento, dentre outras. Água, óleos, ceras, soluções de polifosfatos de amônio ou UAN (uréia - nitrato de amônio) são alguns tipos de agregantes.

Óleos não devem ser colocados a misturas que contêm NH_4NO_3, por causa do perigo de explosão. Menos de 1 % em peso de óleo deve ser usado com outras misturas para prevenir que óleos leves escorram dos sacos que contêm os fertilizantes.

Soluções com fertilizantes são preferidas como agentes agregantes, porque os teores de garantia não diminuem de modo apreciável. É necessário cuidado na escolha do agente agregante, porque alguns não retêm o revestimento com micronutrientes durante o ensacamento, armazenamento ou manuseio, podendo resultar em segregação das fontes de micronutrientes e aplicação não-uniforme na lavoura.

De maneira geral, é de se esperar que a eficiência agronômica de micronutrientes aplicados como revestimento de fertilizantes granulados solúveis seja semelhante àquela dos micronutrientes incorporados aos fertilizantes granulados durante o processo de fabricação. As reações químicas após a dissolução do fertilizante no solo e a distribuição dos micronutrientes aplicados devem ser semelhantes em ambos os métodos.

Poucos trabalhos têm sido desenvolvidos, não só no Brasil como no exterior, com a finalidade de comparar a técnica de revestimento com outras. Tanto o ZnO como o $ZnSO_4$ resultaram em produções semelhantes de ervilha nos vários métodos de aplicação do fertilizante granulado NPK (Quadro 37). A concentração de Zn no tecido vegetal foi superior no tratamento com $ZnSO_4$ granulado em mistura com fertilizante NPK granulado, provavelmente por causa de menores taxas de reações químicas do $ZnSO_4$ com o fertilizante NPK granulado (Ellis et al., 1965).

Ellis et al. (1965) relataram que ZnEDTA permaneceu solúvel em água, quando aplicado junto com $MnSO_4$, como revestimento de fertilizante NPK; mas o Zn foi somente 42 % solúvel em água, quando ZnEDTA foi aplicado junto com MnO, como revestimento do mesmo fertilizante NPK. As produções de ervilha foram também muito menores com o último produto.

Quadro 37. Produção e teor de zinco em ervilha, considerando fontes de zinco e métodos de aplicação com fertilizante NPK

Fonte de zinco	Método de aplicação	Produção	Teor de zinco
		kg ha^{-1}	mg kg^{-1}
-	-	1.230	20
$ZnSO_4$	Mistura	1.660	40
$ZnSO_4$	Incorporado	1.640	31
$ZnSO_4$	Revestido	1.670	34
ZnO	Incorporado	1.620	30
ZnO	Revestido	1.670	26
DMS (0,05)		170	3

Fonte: Adaptado de Ellis et al. (1965).

A comparação de vários métodos de aplicação de fontes de Zn com fertilizante NPK granulado para a cultura do milho, no Zimbabwe, mostrou que a eficiência agronômica relativa das fontes foi a seguinte, em ordem decrescente: ZnO revestido, $ZnSO_4$ incorporado e ZnO incorporado. Revestimento com $ZnSO_4$ em pó não foi incluído no estudo de Tanner & Grant (1973).

No Brasil, são raros os trabalhos de pesquisa em que é avaliado o efeito de fontes de micronutrientes associados com formas de fabricação de fertilizantes (incorporadas aos grânulos, revestindo os grânulos ou granuladas e misturadas aos grânulos NPK). Em trabalho de casa de vegetação com a cultura do milho, Korndörfer et al. (1987) observaram que, tanto o ZnO como o $ZnSO_4$, incorporados ou aplicados como revestimento de grânulos da fórmula 5–30–15 para atingir 10 g kg^{-1} (1 %) de Zn, apresentaram resultados semelhantes em relação à produção de matéria seca da parte aérea. Entretanto, mais recentemente, em experimento de campo, doses de 1, 2 ou 4 kg ha^{-1} de Zn, nas formas de ZnO e FTE, incorporados na fórmula 4–30–10, ou FTE granulado e misturado à mesma fórmula, não mostraram diferenças de produção de milho, em relação ao tratamento sem Zn. Os teores de Zn na folha, entretanto, foram maiores no tratamento com o ZnO incorporado (Korndörfer et al., 1995).

Via Adubação Fluida e Fertirrigação

Com o aumento do uso da adubação fluida e da fertirrigação, principalmente na cana-de-açúcar, fruticultura, cafeicultura e olericultura, tem havido considerável aumento da aplicação de fertilizantes que contêm micronutrientes com fertilizantes com N, N-P ou N-P-K.

Em relação à aplicação de micronutrientes, via adubação fluida, Mortvedt (1991) ressalta os seguintes aspectos sobre a solubilidade das fontes, ponto da maior relevância:

- a solubilidade das fontes de Cu, Fe, Mn e Zn é maior nos líquidos claros na forma de polifosfatos do que nos ortofosfatos;

- a eficiência de $ZnSO_4$, ZnO ou ZnEDTA para o milho, em suspensões de ortofosfatos ou polisfosfatos (16-40 %), é semelhante à aplicação dessas fontes isoladamente. Isto indica que essas fontes de Zn não reagem com essas suspensões de fosfato para formar produtos de reação não disponíveis. A eficiência agronômica, tanto do $ZnSO_4$ como do ZnO, foi maior em suspensões de polifosfatos de alta concentração (75 %);

- os polifosfatos seqüestram os micronutrientes metálicos de modo que eles podem manter maiores concentrações desses cátions em solução do que os ortofosfatos. Os polifosfatos, entretanto, são instáveis no solo e hidrolisam-se para ortofosfato, e, conseqüentemente, perdem suas propriedades de seqüestro;

- a solubilidade da maioria das fontes de micronutrientes é baixa em soluções UAN (28 % de N). Por exemplo, a solubilidade do $ZnSO_4.H_2O$ foi 0,5 % de Zn e a do $Fe(NO_3)_3.9H_2O$ foi 0,5 % de Fe (Silverberg et al., 1972). O pH resultante da solução do fertilizante foi de 3,0. Quando o pH foi aumentado para 7,0 a 8,0, pela adição de NH_4OH, a solubilidade do $ZnSO_4$ e do ZnO foi de 2 % de Zn e das três fontes de Cu [Cu_2O, $Cu(NO_3)_2.3H_2O$ e $CuSO_4.5H_2O$] foi de 0,5 % de Cu;

- considerando a alta solubilidade e a baixa dose a ser aplicada, tanto o B quanto o Mo podem ser incluídos em fertilizantes fluidos, para corrigir as suas deficiências;

- embora a maioria dos quelatos sintéticos seja compatível com os fertilizantes fluidos, complexos orgânicos de Cu, Fe, Mn e Zn podem não ser compatíveis com todos os fertilizantes fluidos. Um teste de proveta, em que se observe a formação de precipitados, deve ser feito, utilizando as proporções desejadas do fertilizante fluido e das fontes de micronutrientes, antes de se proceder à mistura para aplicação no campo;

- os fertilizantes em suspensão podem ser utilizados, se for desejável a aplicação de doses maiores de micronutrientes. Nesse caso, as suspensões devem ser preparadas logo antes da aplicação. Fontes na forma de pó (< 60 mesh ou < 0,25 mm) são sugeridas para evitar entupimentos e garantir a permanência em suspensão;

- para o caso específico da fertirrigação, recomenda-se trabalhar, normalmente, com fontes de micronutrientes solúveis que formem líquidos claros, evitando o uso de suspensões. Para essa finalidade e para o caso de adubos fluidos, são apresentados dados com algumas informações importantes (Quadro 38). É recomendável consultar uma tabela de compatibilidade entre fontes de macronutrientes primários e secundários, quando a adubação fluida ou fertirrigação for realizada com vários ou todos os nutrientes. O teste da proveta é sempre indispensável no caso de dúvida quanto ao comportamento dos vários produtos a serem misturados.

A grande vantagem desse sistema está no fato de ser factível variar as quantidades de nutrientes a serem aplicadas de acordo com a menor ou maior demanda das culturas em relação às suas fases de crescimento e de desenvolvimento.

Quadro 38. Informação sobre solubilidade de várias fontes de micronutrientes geralmente usadas para preparar soluções de fertilizantes fluidos e, ou, para aplicação via fertirrigação

Fonte	Concentração do elemento	Forma	°C	Solubilidade
	%			g L^{-1}
Bórax	11	$Na_2B_4O_7.10H_2O$	0	21
Ácido bórico	17,5	H_3BO_3	30	63,5
Solubor	20	$Na_2B_8O_{13}.4H_2O$	30	220
Sulfato de cobre (acidificado)	25	$CuSO_4.5H_2O$	0	316
Cloreto cúprico (acidificado)		$CuCl_2$	0	710
Sulfato de ferro (acidificado)	20	$FeSO_4.7H_2O$	-	156,5
Sulfato de manganês (acidificado)	27	$MnSO_4.4H_2O$	0	1.053
Molibdato de amônio	54	$(NH_4)_6Mo_7O_{24}.4H_2O$	-	430
Molibdato de sódio	39	Na_2MoO_4	6,8	-
Sulfato de zinco	36	$ZnSO_4.7H_2O$	20	965
Quelato de zinco	5-14	DTPA e EDTA	-	Muito solúvel
Quelato de manganês	5-12	DTPA e EDTA	-	Muito solúvel
Quelato de ferro	4-14	DTPA, HEDTA e EDDHA	-	Muito solúvel
Quelato de cobre	5-14	DTPA e EDTA	-	Muito solúvel
Lignosulfonado de Zn	6	Lignosulfonado	-	Muito solúvel
Lignosulfonado de Mn	5-14	Lignosulfonado	-	Muito solúvel
Lignosulfonado de ferro	6	Lignosulfonado	-	Muito solúvel
Lignosulfonado de cobre	6	Lignosulfonado	-	Muito solúvel

Fonte: Adaptado de Burt et al. (1995).

Via Foliar

Assim como as raízes, as folhas das plantas têm capacidade de absorver os nutrientes depositados em solução em sua superfície. Essa capacidade originou a prática da adubação foliar, em que soluções de um ou mais nutrientes são aspergidas sobre a parte aérea das plantas, atingindo principalmente as folhas (Volkweiss, 1991).

Durante o 2° Simpósio Brasileiro de Adubação Foliar, 1987, foram discutidos tópicos específicos sobre a adubação foliar, envolvendo respostas, fontes, doses, épocas e modos de aplicação para as mais diferentes culturas (Boaretto & Rosolem, 1989), que são válidos até hoje. Concluiu-se que a adubação foliar com micronutrientes era um recurso efetivo e econômico no controle de deficiência em cafeeiro, citros e outras plantas frutíferas perenes, podendo ser recomendada em programas de adubação, desde que houvesse controle das necessidades das plantas e se utilizassem produtos específicos. Para alguns casos de culturas anuais e hortícolas, a adubação foliar corretiva ou complementar tinha dado bons resultados, podendo ser incluída nos programas de adubação.

O fato de muitas recomendações oficiais de adubação, em vários Estados do Brasil como já discutido, incluírem a adubação foliar para diversas culturas evidencia que, sob certas condições, essa forma de aplicação de micronutrientes é de comprovada eficiência.

Alguns exemplos de sucesso na aplicação foliar são citados a seguir. Pulverizações da cultura do milho com 0,6 e 1,1 kg ha^{-1} de $MnSO_4.3H_2O$ diluído em 150 L de água, no estádio de quatro e oito folhas, atingiram, respectivamente, 8,23 e 8,49 t ha^{-1} de grãos, em

comparação com 2,21 t ha^{-1} da parcela-testemunha (Quadro 39) (Mascagni Junior & Cox, 1984). Da mesma forma, pulverização com $ZnSO_4.7H_2O$ (23 % de Zn) a 10 g L^{-1}, aplicado na cultura do milho na terceira e quinta semana após a emergência, resultou na produção de 6,64 t ha^{-1} em comparação com 3,88 t ha^{-1} no tratamento sem Zn, no primeiro cultivo. Repetição desse tratamento no segundo e terceiro cultivos levou a produções próximas ao máximo, 7,35 e 7,47 t ha^{-1}, respectivamente (Quadro 40) (Galrão, 1996).

Quadro 39. Doses, número e época de aplicações de manganês na cultura do milho

Dose[1]	Época de aplicação		Produção de grãos	Peso da espiga
kg ha^{-1}	4 folhas	8 folhas	kg ha^{-1}	g
0,0	-	-	2.210	89
0,6	1	-	5.100	143
1,1	1	-	5.330	144
0,6	-	1	6.030	168
1,1	-	1	6.690	182
0,6	1	1	8.230	218
1,1	1	1	8.490	211

[1] Sulfato de manganês diluído em 150 L de água ha^{-1}. Teor de Mn no solo (Mehlich-3) = 2,8 mg dm^{-3}; pH em água = 6,3.
Fonte: Adaptado de Mascagni Junior & Cox (1984).

Quadro 40. Rendimento de grãos de milho cultivado num Latossolo Vermelho argiloso, fase cerrado, considerando os métodos de aplicação de zinco. Dados do três cultivos

Fonte	Dose de zinco	Método	Teor de zinco no solo	Rendimento/Cultivo		
				1º	2º	3º
	kg ha^{-1}		mg dm^{-3}	t ha^{-1}		
Testemunha	-	-	0,3	3,88 f	4,23 d	4,56 c
Sulfato[1]	0,4	Lanço (1° ano)	0,9	5,47 de		6,35 b
Sulfato[1]	1,2	Lanço (1° ano)	1,2	7,36 a	7,78 ab	7,62 a
Sulfato[1]	3,6	Lanço (1° ano)	1,6	7,40 a		7,90 a
Sulfato[1]	7,2	Lanço (1° ano)	2,4	7,20 ab		7,81 a
Sulfato[1]	1,2	Sulco (1° ano)	1,0	5,89 cde	7,87 ab	7,43 a
Sulfato[1]	0,4	sulco (1°, 2° e 3° anos)	0,5	4,91 ef	7,14 b	7,09 ab
Óxido[2]	0,8	Sementes	0,4	6,15 bcd	7,68 ab	7,74 a
Sulfato[3]	1 %	via foliar	0,4	6,64 abc	7,35 ab	7,47 a
Sulfato[4]	1 %	via foliar	0,5	7,18 ab		7,14 a

[1] Sulfato de zinco (23 % de Zn). [2] Óxido de zinco (83 % de Zn): misturado na proporção de 1,0 de ZnO por 20 kg de sementes umedecidas (15 mL de água por kg de sementes). [3] Solução a 10 g L^{-1} de sulfato de Zn (23 % de Zn) na 3ª e 5ª semana após a emergência. [4] Solução a 10 g L^{-1} de sulfato de Zn na 3ª, 5ª e 7ª semana após a emergência.
Médias seguidas com a mesma letra, na coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste Tukey a 5 %.
Fonte: Adaptado de Galrão (1996).

Rodrigues et al. (1996) encontraram máximas respostas à adubação foliar com Mo para a cultura do feijão nas doses de 76 a 81 g ha^{-1} de Mo, usando como fonte $(NH_4)_6Mo_7O_{24}.4H_2O$ e aplicação aos 25 dias da emergência. O aumento na produção foi de cerca de 500 kg ha^{-1}. Resultados semelhantes foram obtidos por Amane et al. (1999), em que as produções máximas de feijão foram obtidas com doses de 70 a 100 g ha^{-1} de Mo, aplicadas por pulverização 22 dias após a emergência, sendo as maiores doses de Mo combinadas com as menores doses de N.

Sfredo et al. (1996) obtiveram aumentos médios de produção de soja, variando de 20 a 36 %, em relação ao tratamento apenas com inoculante, pela aplicação de vários produtos comerciais multinutrientes via adubação foliar, em três locais no Estado do Paraná. Os autores atribuíram esses resultados à presença do Mo nesses produtos. É interessante notar que a aplicação somente de água, via foliar, nesses experimentos, aumentou 19 % na produção.

Entretanto, a adubação foliar, de maneira geral, não mostrou efeitos significativos no aumento da produção de soja (Borkert et al., 1979; Rosolem et al., 1981, 1982). Apenas no caso do Mn, as aplicações foliares foram eficientes, sendo a recomendação oficial aplicar 480 g ha^{-1} de Mn (1,5 kg de $MnSO_4.H_2O$) diluído em 200 L de água com 1 kg de uréia (Embrapa, 1996). Acréscimos em produtividade da 55 e 61 % foram obtidos na cultura da soja, com pulverizações de 225 + 225 e 300 + 300 g ha^{-1} de Mn, nos estádios V4 e V8, respectivamente, usando produto comercial quelatizado com 10 % de Mn (Mann, 1999). Os tratamentos com Mn aumentaram o teor de proteína e de óleo e a germinação e o vigor, principalmente após o envelhecimento. Dados mais recentes em experimento desenvolvido em solo extremamente baixo em Cu (0,1 mg dm^{-3} de Cu), porém, mostraram que pulverizações com solução de $CuSO_4.5H_2O$ (5 g L^{-1}), aos 20 e aos 20 e 40 dias da emergência de plantas de soja, levaram a rendimentos máximos, comparáveis às aplicações via solo e via tratamento de sementes, por dois anos (Quadro 41) (Galrão, 1999).

Em comparação com as aplicações via solo, a adubação foliar apresenta as seguintes vantagens e desvantagens:

Vantagens

- o alto índice de utilização, pelas plantas, dos nutrientes aplicados nas folhas;
- as doses de micronutrientes são, em geral, menores;
- as respostas das plantas são rápidas, sendo possível corrigir deficiências após o seu aparecimento, durante a fase de crescimento das plantas ("adubação de salvação"), embora, em alguns casos, os rendimentos das culturas já possam estar comprometidos (Volkweiss, 1991);
- é uma das formas mais eficientes de correção de deficiência de Fe em solos com pH neutro ou alcalino.

Desvantagens

- a menos que possam ser combinadas com tratamentos fitossanitários, decorrentes da baixa mobilidade da maioria dos micronutrientes, os custos extras de múltiplas aplicações foliares podem ser altos;

- o efeito residual é, no geral, muito menor;
- além de problemas estritamente de compatibilidade, a presença de um nutriente na solução pode afetar a absorção de outro, principalmente nas soluções multinutrientes.

Outro ponto que deve ser levado em conta é a quantidade de micronutrientes que pode ser carreada para a lavoura com a aplicação de produtos fitossanitários. Muitos desses produtos têm, como princípio ativo, Cu, Mn, Zn, que, quando aplicados em doses adequadas, podem contribuir para a correção parcial ou total de possíveis deficiências desses micronutrientes. É recomendável, portanto, que o técnico que orienta os agricultores se familiarize com a composição química desses produtos fitossanitários utilizados na lavoura.

Via Sementes

O tratamento de sementes é outra opção para a aplicação de alguns micronutrientes. A uniformidade de distribuição de pequenas doses que podem ser aplicadas com exatidão é uma das grandes vantagens desse método de aplicação. É uma técnica de comprovada eficiência na aplicação de Mo e também de Co em leguminosas, com vistas na fixação simbiótica de N_2. Sfredo et al. (1996) obtiveram aumentos médios de produção de soja que variaram de 18 a 37 % em relação ao tratamento apenas com inoculante, quando utilizaram vários produtos comerciais multinutrientes aplicados via tratamento de sementes, em três locais no Estado do Paraná. Os autores atribuíram esses resultados à presença do Mo nesses produtos.

Além do Mo e Co, B, Cu, Mn e Zn já foram aplicados via sementes, muitas vezes com resultados positivos (Ruschell et al., 1970; Santos et al., 1982; Mortvedt, 1985). Em geral, tem-se preferência às fontes solúveis de micronutrientes, mas há casos em que as fontes menos solúveis ou mesmo insolúveis são usadas com bons resultados. Revestimento de sementes de milho com 80 % de ZnO, 1 kg de ZnO por 20 kg de sementes, proporcionou a produção de 6,15 t ha^{-1} em comparação com 3,88 t ha^{-1} na parcela-testemunha. Esse efeito foi superior ao da aplicação de 1,2 kg ha^{-1} de $ZnSO_4.7H_2O$ no sulco de plantio, mas inferior ao da mesma dose aplicada a lanço. Repetição do tratamento de sementes no 2° e 3° cultivo propiciou rendimentos próximos aos máximos (Quadro 40) (Galrão, 1996). Já o revestimento de sementes de soja com CuO apresentou tão bons resultados na produção como a aplicação de $CuSO_4.5H_2O$ via solo (a lanço e no sulco) ou via aplicação foliar (Quadro 41) (Galrão, 1999).

Entretanto, existem casos em que o tratamento de sementes com micronutrientes não mostram efeitos positivos na produção. A aplicação de B, Cu, Mo e Zn, via tratamento de sementes, não aumentou a produção de arroz (Barbosa Filho et al., 1983a).

Segundo Volkweiss (1991), existem três métodos principais para aplicação de micronutrientes via sementes:

- umedecimento de sementes com solução que contém a quantidade desejada de micronutriente;
- imersão das sementes, durante algumas horas, em solução de micronutrientes 10 a 20 g L^{-1};

Quadro 41. Rendimento de grãos de soja, cultivada em um Latossolo Vermelho-Amarelo fase cerrado, considerando os métodos de aplicação de cobre

Dose Cu	Método	Rendimento / Cultivo [1]		
		1°	2°	3°
		t ha^{-1}		
0,0 kg ha^{-1} de Cu		2,32 a	2,94 c	2,57 b
0,4 kg ha^{-1} de Cu	Lanço, 1° cultivo[1]	2,30 a	3,05 bc	2,67 b
1,2 kg ha^{-1} de Cu	Lanço, 1° cultivo[1]	2,31 a	3,44 a	3,22 a
2,4 kg ha^{-1} de Cu	Lanço, 1° cultivo[1]	2,36 a	3,39 ab	3,13 a
4,8 kg ha^{-1} de Cu	Lanço, 1° cultivo[1]	2,30 a	3,41 ab	3,10 a
1,2 (3 x 0,4) kg ha^{-1} de Cu	Sulco[1]	2,33 a	3,43 ab	3,19 a
2,4 (3 x 0,8) kg ha^{-1} de Cu	Sulco[1]	2,32 a	3,34 ab	3,20 a
5 g L^{-1}	Foliar[1] 20 DAE[3]	2,30 a	3,31 ab	3,22 a
5 g L^{-1}	Foliar[1] 20 + 40 DAE[3]	2,40 a	3,39 ab	3,11 a
798 g de Cu /kg semente	Semente[2]	2,25 a	3,38 ab	3,14 a
CV (%)		5,9	8,9	7,7

[1] Sulfato de cobre pentahidratado. [2] Óxido de cobre. [3] DAE = dias após a emergência das plantas.
Médias seguidas da mesma letra, em cada coluna, não foram diferentes entre si, pelo teste Duncan a 5 % .
Fonte: Adaptado de Galrão (1999).

- peletização de sementes com carbonato de cálcio, fosfato, goma arábica e micronutrientes.

Via Raízes de Mudas

Essa técnica consiste em fazer a imersão de raízes de mudas a serem transplantadas em solução ou suspensão com um ou mais micronutrientes. O exemplo mais típico é o caso da imersão de mudas de arroz em solução com ZnO a 10 g L^{-1}, em sistemas de irrigação por inundação, técnica de eficiência amplamente comprovada e rotineiramente utilizada na Ásia, Egito e EUA. O ZnO, nesse caso, tem mostrado eficiência igual ou superior à de fontes solúveis (Mortvedt & Cox, 1985). Uma adaptação a esse método de aplicação vem sendo adotada na cultura da mandioca para a região dos cerrados, quando não é possível aplicar Zn via solo. Nesse caso, Galrão (2002) recomenda a imersão de manivas de mandioca numa solução de 40 g L^{-1} de $ZnSO_4.7H_2O$, durante 15 min.

Efeito Residual

O conhecimento do efeito residual de fertilizantes que contêm micronutrientes é de fundamental importância para a definição de doses e intervalo de reaplicação. Esse é um assunto complexo que envolve não apenas as fontes utilizadas, mas também as doses, métodos de aplicação, taxas de exportação pelas culturas, manejo dos restos culturais, tipos de solo e sistemas de produção (agricultura convencional e plantio direto), dentre outros. Infelizmente, no Brasil, poucos trabalhos têm sido desenvolvidos no campo por quatro ou mais anos com vistas em avaliar o efeito residual dos tratamentos. Martens & Westermann (1991) discutiram detalhes dos efeitos residuais de várias fontes de micronutrientes com destaque para os seguintes aspectos:

- fertilizantes que contêm B apresentam maior efeito residual em solos com altos teores de silte e argila em comparação com solos arenosos. Produtos com menor solubilidade em água (colemanita e ulexita) também apresentam maior efeito residual;
- existem evidências de que a reversão de fontes de Cu para formas não-disponíveis para as plantas é baixa. Os intervalos para novas aplicações de Cu podem ser superiores a cinco anos, dependendo da sensibilidade das culturas e da severidade da deficiência;
- aplicações de fontes de Fe ao solo apresentam muito pouco efeito residual, porque o íon Fe^{2+} é rapidamente convertido em Fe^{3+} em solos com boa aeração. Aplicações de doses relativamente elevadas, em sulcos, podem ser eficientes por mais de um ano em sistemas conservacionistas (cultivo mínimo e plantio direto);
- da mesma forma que para o Fe, as diferentes fontes de Mn apresentam pequeno efeito residual, mesmo com a aplicação de altas doses (até 60 kg ha^{-1} de Mn na forma de $MnSO_4.3H_2O$) a lanço. Esses resultados confirmam a recomendação de se utilizarem adubações no sulco e adubação foliar para corrigir a deficiência de Mn;
- o efeito residual da adubação com Mo depende das reações do MoO_4^{2-} com os constituintes do solo, da quantidade de Mo lixiviada e das taxas de exportação da cultura ou de remoção por animais em pastoreio. Em alguns casos, mesmo com doses pequenas (0,1 kg ha^{-1} de Mo), o efeito residual pode chegar a mais de 10 anos;
- doses relativamente altas de Zn (25 a 30 kg ha^{-1} de Zn) aplicadas a lanço podem corrigir as deficiências por vários anos por causa da lenta reversão do Zn para formas não-disponíveis para as plantas;
- um resumo dos principais trabalhos relativos a efeito residual de micronutrientes, citados por Martens & Werstermann (1991), é apresentado no quadro 42.

Quadro 42. Efeito residual de micronutrientes para diversas situações de fontes, modos de aplicação, tipo de solo e cultura

Dose e forma de aplicação	Fonte	Tipo de solo	Cultura	Resultado
2 kg ha^{-1} B (a lanço)	Borato-65	Barrento	Alfafa e trevo	Suficiente B por 2 anos
1,1 kg ha^{-1} Cu	$CuSO_4$	-	Trigo	Aumentou a produção até após 9 anos
5,5 kg ha^{-1} Cu	$CuSO_4$	-	Trigo	Aumentou a produção após 12 anos
60 kg ha^{-1} Mn (a lanço)	$MnSO_4$	Barrento	Soja	Inadequado para corrigir deficiência no 2º ano
30 kg ha^{-1} Mn (a lanço)	$MnSO_4$ e oxissulfato	Argiloso	Soja	Produções máximas até 2 anos após
0,11 kg ha^{-1} Mo	-	Barro-arenoso	Pastagem	Eficiente por 15 anos
0,14 kg ha^{-1} Mo	-	-	Pastagem	Efeito por apenas 1 ano
0,40 kg ha^{-1} Mo	-	Podzólico	-	Diminuiu a deficiência até o 3º ano
0,28 kg ha^{-1} Mo	-	-	Trevo subterrâneo	Efeito até após 8 anos
28 kg ha^{-1} Zn (a lanço)	$ZnSO_4$	-	-	Correção da deficiência por 7 anos
34 kg ha^{-1} Zn (a lanço)	$ZnSO_4$	-	-	Correção da deficiência por 4 a 5 anos

Fonte: Adaptado de Martens & Westermann (1991).

No Brasil, foram desenvolvidos poucos experimentos de longa duração (três ou mais anos) com micronutrientes no campo, com objetivo de fazer inferências sobre o efeito residual. Ressaltam-se, neste contexto, os trabalhos de Galrão et al. (1978), Galrão & Mesquita Filho (1981) e Galrão (1984), os quais, além de avaliar o efeito imediato (primeiro ano) da omissão de cada micronutriente sobre a produção de arroz no tratamento completo, permitiram a avaliação intermediária para três cultivos e o efeito residual até seis anos. Nos três primeiros anos, apenas a omissão de Zn reduziu a produção (Galrão & Mesquita Filho, 1981). No quinto e sexto cultivo, não existiram diferenças entre os tratamentos. Outra conclusão foi a de que a dose de 6 kg ha^{-1} de Zn, aplicada a lanço apenas no primeiro cultivo, foi suficiente para manter boas produções nos seis cultivos da seqüência: arroz, arroz, milho, soja, milho e milho (Galrão, 1984).

Destacam-se outras evidências do acentuado efeito residual de fertilizantes com Zn nos solos de cerrado. A dose de 3 kg ha^{-1} de Zn na forma de $ZnSO_4.7H_2O$, aplicada a lanço apenas no primeiro cultivo, foi suficiente para manter produções próximas ao máximo por, pelo menos, quatro colheitas consecutivas em Latossolo Vermelho argiloso (Ritchey et al., 1986). Entretanto, em Latossolo Vermelho-Amarelo argiloso, a dose de 1 kg ha^{-1} de Zn, aplicada a lanço em mistura com o superfosfato simples em pó, no primeiro cultivo, foi suficiente para aumentar o rendimento de grãos, os teores de Zn do solo e da folha de milho no quarto cultivo (Galrão, 1995). Mais recentemente, Galrão (1996) concluiu que 1,2 kg ha^{-1} de Zn ($ZnSO_4.7H_2O$), aplicado a lanço no primeiro cultivo, foi suficiente para propiciar rendimentos máximos de milho para três cultivos. Todavia, quando aplicado no sulco de semeadura apenas no primeiro cultivo, ou parceladamente (0,4 kg ha^{-1} de Zn por cultivo), o rendimento máximo de grãos foi alcançado apenas a partir do segundo ano. Outro aspecto importante dos trabalhos de Galrão (1995, 1996) foi permitir, ainda, estabelecer os níveis críticos de Zn no solo para os extratores ácidos (HCl, Mehlich-1 e Mehlich-3) e o DTPA, além do nível crítico deste micronutriente na folha do milho.

Demanda de Micronutrientes pelas Culturas

Em geral, existe grande variação na ocorrência de deficiências de micronutrientes em relação às mais diferentes culturas. Malavolta et al. (1991) dão uma visão geral da freqüência do aparecimento de deficiências dos micronutrientes por cultura no Brasil (Quadro 43). A escala usada pelos autores varia de 1 a 10, sendo 10 para as culturas com maiores probabilidades de ocorrência da respectiva deficiência. Deficiências acentuadas de B são bastante comuns no cafeeiro e nas brássicas (repolho), e as de Cu, no cafeeiro, na cana-de-açúcar e em citros. Deficiências de Fe são pouco comuns nos diferentes solos e culturas brasileiras, cabendo destaque apenas o abacaxi. Citros é também muito propenso a mostrar deficiência de Mn e Zn. Deficiências de Mo são bastante comuns nas brássicas (repolho), no cafeeiro e no feijoeiro. Na cultura do arroz, as deficiências de Zn são bastante acentuadas.

No Brasil, ainda não foram verificados sintomas de deficiência de Cl, possivelmente, em conseqüência das constantes adições de KCl como fonte de K, além do sal cíclico,

Quadro 43. Freqüência do aparecimento de deficiências dos micronutrientes por culturas no Brasil

Cultura	B	Cu	Zn	Mn	Fe	Mo
Abacaxi	-	-	-	-	10	-
Algodoeiro	3	-	3	-	-	-
Alho	7	-	-	-	-	-
Amendoim	3	-	-	-	-	-
Arroz	2	2	10	-	-	-
Batata	5	-	-	-	-	-
Cacaueiro	5	-	6	-	3	-
Cafeeiro	10	8	10	1	5	1
Cana-de-açúcar	2	8	n*	4	2	-
Cebola	-	4	-	-	-	-
Citros	6	7	10	10	-	1
Couve-flor	10	-	-	-	-	10
Eucalipto	4	-	4	-	-	-
Feijoeiro	3	-	-	2	-	3
Girassol	3	-	2	-	-	-
Gramíneas forrageiras	-	-	n	-	-	-
Leguminosas forrageiras	3	-	n	-	-	-
Leucena	-	-	-	-	-	1
Macieira	3	-	3	-	-	-
Mamoeiro	4	-	-	-	-	-
Mandioca	-	-	7	2	-	-
Mangueira	-	-	1	-	-	-
Maracujazeiro	-	-	-	2	-	-
Melão	-	-	-	-	-	3
Milho	1	-	7	-	-	-
Pereira	-	-	4	-	-	-
Pessegueiro	-	-	4	-	-	-
Pinus	4	-	5	-	-	-
Repolho	7	-	-	-	-	-
Seringueira	2	2	6	-	-	-
Soja	3	-	6	-	-	5
Sorgo	-	-	7	-	7	-
Tomateiro	5	-	6	-	-	-
Trigo	3	10	8	-	-	-
Videira	4	-	2	-	-	-

10 = maior freqüência; n = número não definido.
Fonte: Adaptado de Malavolta et al. (1991).

proveniente do oceano, nas regiões próximas ao litoral (Orlando Filho et al., 2001). Entretanto, as palmáceas, como o coco e o dendê, são especialmente sensíveis às deficiências de Cl.

O requerimento de Cl para o crescimento ótimo das culturas é, em média, de 1,0 a 8,0 kg ha^{-1} (Srivastava & Gupta, 1996). Admitindo 1,0 mg kg^{-1} de Cl na matéria seca da parte aérea como teor crítico, Marschner (1995) cita 4 a 8 kg ha^{-1} de Cl como a faixa de

requerimento das culturas. Segundo esses autores, essa exigência é facilmente atendida pela água da chuva. De acordo com a literatura, são mais comuns problemas de toxidez do que de deficiência de Cl.

Outro aspecto importante a ser levado em conta, com o objetivo de se fazer reposição adequada de micronutrientes por meio das adubações, é conhecer o acúmulo e a exportação deles pelas culturas. Esse aspecto é ainda mais relevante, quando se pensa em seguir a estratégia de reposição, descrita anteriormente. Um resumo do acúmulo e exportação de micronutrientes, tomando por base vários trabalhos desenvolvidos no Brasil para culturas de cereais e de batata, é apresentado no quadro 44. Os valores correspondentes ao acúmulo referem-se à quantidade do nutriente contida na parte aérea das culturas, incluindo os grãos e os tubérculos, no caso da batata, enquanto os valores da exportação representam a quantidade do nutriente contida somente nos grãos e tubérculos, respectivamente. Tais valores, correspondentes à extração e exportação, referem-se à média ponderada, ou seja, foi considerado o número de dados encontrados em cada referência. Por exemplo, se um autor apresenta em seus dados a média de dois cultivares, atribui-se peso 2 para estes valores, razão por que algumas médias apresentadas podem ser diferentes das obtidas com o uso direto dos valores dos quadros.

Em relação às plantas de cobertura, tanto de verão como de inverno, componentes essenciais para a sustentabilidade do sistema plantio direto, verifica-se grande variação

Quadro 44. Acúmulo e exportação de micronutrientes em cereais e batata

Cultura		B	Cu	Zn	Mn	Fe	Mo
		g t^{-1}					
Feijão	Acúmulo	66,3	19,9	49,8	175,8	431,2	-
	Exportação	13,3	9,9	31,6	17,7	86,7	1,69
Soja	Acúmulo	77	26	61	130	460	6,5
	Exportação	22,0	13,0	37,7	33,7	134,3	5,0
Milho	Acúmulo	18,0	10,0	48,4	42,8	235,7	1,0
	Exportação	3,2	1,2	27,6	6,1	11,6	0,6
Trigo (sequeiro)	Acúmulo	19,9	6,2	19,8	106,1	374,0	-
	Exportação	2,9	3,0	14,8	13,0	13,9	-
Trigo (irrigado)	Acúmulo	32,1	12,1	56,2	179,6	1131,9	-
	Exportação	5,1	5,4	36,0	26,8	43,4	-
Batata	Acúmulo	1,5	-	4,9	-	-	-
	Exportação	1,5	1.7	3,7	2,1	39,8	0,12
Arroz (irrigado) [1]	Acúmulo	17,9	9,5	79,9	133,5	268,5	0,3
	Exportação	4,4	6,1	35,9	30,6	62,1	0,2
Arroz (irrigado) [2]	Acúmulo	-	15,2	168,4	335,9	683,2	-
	Exportação	-	9,0	57,3	67,2	102,5	-
Sorgo	Acúmulo	100	73	162	340	1.893	2,7

[1] Irrigação constante. [2] Irrigação intermitente.
Fonte: Adaptado de Pauletti (2004), citando vários autores.

no acúmulo de micronutrientes (Quadros 45 e 46). Conhecendo esses valores, fica mais fácil estabelecer um programa adequado de fornecimento de micronutrientes nos vários possíveis sistemas de rotação e, ou, sucessão de culturas. Em relação ao acúmulo de micronutrientes em plantas forrageiras, existem dois complicadores para entendimento da dinâmica de micronutrientes (Quadro 47). O primeiro é que se deve considerar se é realizado o pastoreio ou o corte com retirada de material da área para fornecimento aos animais e a quantidade ingerida por eles. No caso de pastoreio, ocorre reposição parcial dos nutrientes à superfície do solo por meio das fezes e da urina do animal, enquanto, no trato no cocho, a reposição depende do transporte dos dejetos da esterqueira até o terreno. O segundo é que a composição mineral das forrageiras varia com a idade da planta, não existindo regra para tal variação (Pauletti, 2004).

Quadro 45. Acúmulo de micronutrientes na matéria seca e relação C/N em espécies de verão para cobertura do solo

Espécie	Cu	Zn	Mn	Relação C/N
	g t^{-1}			
Mucuna cinza [1]	16	28	183	21,1
Mucuna preta [1]	14	29	174	21,1
Mucuna preta [2]	19	29	145	-
Mucuna anã [1]	9	85	179	16,4
Crotalária juncea [1]	14	44	179	18,1
Crotalária mucronata [1]	13	35	111	15,7
Crotalária spectabilis [1]	8	23	126	23,4
Crotalária breviflora [1]	17	31	81	14,5
Crotalária grantiana [1]	10	28	73	19,2
Guandu [1]	7	22	87	21,6
Guandu [2]	27	26	94	-
Feijão-de-porco [1]	9	62	254	15,7
Feijão bravo do Ceará [1]	4	14	17	20,6
Feijão mungo [1]	10	78	127	25,1
Caupi [1]	-	-	-	17,3
Lab-lab [1]	10	33	143	18,3
Leucena [1]	-	45	-	14,8
Amendoim rasteiro [1]	11	49	77	-
Indigófera [1]	13	24	53	18,6
Calopogônio [1]	9	15	172	21,6
Kudsu [1]	11	27	155	14,7
Soja perene [1]	8	32	102	17,3
Centrosema [1]	10	32	67	20,3
Crotalária striata [1]	10	31	584	15,2

[1] Gallo et al. (1974); Kluthcouski (1982) e Chaves (1989) citados por Calegari (1995). [2] Borkert et al. (2003).
Fonte: Adaptado de Paulleti (2004), citando vários autores.

De qualquer forma, verifica-se considerável absorção e acúmulo de Fe e Mn tanto pelas gramíneas quanto pelas leguminosas, valores intermediários para Zn e B, pequenos valores para Cu e valores extremamente baixos para Mo e para Co (Quadro 47).

Quadro 46. Produção de matéria verde, matéria seca, acúmulo de micronutrientes e relação C/N em espécies de inverno para cobertura do solo

Espécies	Matéria verde	Matéria seca	Cu	Zn	Mn	Relação C/N
	t ha^{-1} ano^{-1}		g t^{-1} de matéria seca			
Chicharo[1]	20-40	2-4,5	11	22	52	18,8
Aveia preta[1]	15-45	2,5-7	7	11	102	36,3
Aveia preta[2]	-	4-18	9	21	286	-
Aveia branca[1]	15-35	2,5-4,5	6	9	138	47,6
Azevém[1]	16-30	2-6	9	23	214	44,2
Centeio[1]	12-35	2-4,5	6	15	53	36,5
Girassol[1]	20-40	2-4	18	31	96	22,2
Espérgula[1]	15-40	1,5-6	11	44	136	25,1
Ervilhaca peluda[1]	14-35	3-6	9	26	61	18,7
Ervilhaca comum[1]	12-35	2-5,5	9	24	87	18,6
Ervilhaca[2]	-	4-6,5	10	32	69	-
Serradela[1]	20-45	2-6	13	59	97	22,4
Nabo forrageiro[1]	20-60	2-6	8	49	84	11,6
Tremoço branco[1]	30-40	3-5	12	57	330	14,8
Tremoço amarelo[1]	15-28	3-4	14	66	359	14,4
Tremoço azul[1]	13-50	3-4	13	24	230	19,4
Tremoço[2]	-	6-14	21	42	-	-
Ervilha forrageira[1]	15-28	3,9-4,5	22	8	102	19,0

[1] Calegari (1990), citado por Derpsch & Calegari (1992). [2] Borkert et al. (2003).
Fonte: Adaptado de Pauletti (2004) citando vários autores.

Quadro 47. Acúmulo de micronutrientes na matéria seca de forrageiras

Forrageiras	Fe	Cu	Zn	B	Mn	Mo	Co
	g t^{-1}						
Gramíneas							
Colonião[1]	124	7	21	15	90	0,83	0,06
Elefante[1]	178	10	40	25	179	0,53	0,1
Setaria[1]	99	5	37	18	272	0,28	0,06
Kikuiu[1]	106	5	28	23	137	0,83	0,05
Festuca[1]	109	4	26	14	228	0,27	0,03
Leguminosas							
Trevo[1]	303	3	26	38	69	0,22	0,07
Cornichão[1]	152	3	33	33	81	1	0,07
Alfafa[2]	205,5	10,3	32,5	35,7	41,0	1,1	0,13

[1] Gallo et al. (1974), citados por Malavolta et al. (1986). [2] Sá & Petrere (1991).
Fonte: Adaptado de Paulleti (2004) citando vários autores.

XII – FERTILIZANTES

José Carlos Alcarde[1/]

[1/] Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" – ESALQ.
Caixa Postal 9, CEP 13418-900 Piracicaba (SP).
jcalcard@esalq.usp.br

Conteúdo

INTRODUÇÃO 738
CONCEITO DE FERTILIZANTE OU ADUBO 739
CLASSIFICAÇÃO DOS FERTILIZANTES 739
Natureza do Nutriente Contido 739
Fertilizantes Nitrogenados 739
Fertilizantes Fosfatados 740
Fertilizantes Potássicos 741
Fertilizantes Cálcicos 741
Fertilizantes Magnesianos 741
Fertilizantes Sulfurados 742
Fertilizantes com Micronutrientes 742
Critério Químico 742
Fertilizantes Minerais 742
Fertilizantes Orgânicos 743
Fertilizantes Organominerais 743
Critério Físico 744
Sólidos 744
Líquidos ou Fluidos 744
Gasosos 744
CARACTERÍSTICAS DOS FERTILIZANTES 744
Características de Natureza Física 745
Estado Físico 745
Granulometria 745

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

Consistência ou Dureza dos Grânulos 750
Fluidez 751
Densidade 751
Características de Natureza Química 752
Número de Nutrientes 752
Forma Química dos Nutrientes 752
Concentração dos Nutrientes 753
Compostos Indesejáveis 754
Poder Acidificante e Alcalinizante dos Fertilizantes 755
Incompatibilidade Química entre Fertilizantes 756
Características de Natureza Físico-Química 756
Solubilidade 756
Higroscopicidade 757
Empedramento 759
Índice Salino 760
CONTROLE DE QUALIDADE DOS FERTILIZANTES MINERAIS 760
Pela Indústria 760
Pelo Poder Público: Legislação e Fiscalização 761
Pelo Consumidor 762
PRODUÇÃO DE FERTILIZANTES MINERAIS 762
MISTURA DE FERTILIZANTES 763
Legislação sobre o Assunto 763
Cálculos de Misturas 764
LITERATURA CITADA 766

INTRODUÇÃO

As plantas, para viverem e produzirem, necessitam de luz, ar, água, temperatura adequada e dos seguintes elementos minerais denominados nutrientes: N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn, Cl e Ni. Esses elementos, mais C, H e O, presentes no ar e na água, constituem os elementos essenciais aos vegetais. Para as leguminosas, inclui-se também o Co como nutriente benéfico (veja capítulo III). Por isso, uma planta cresce e desenvolve-se perfeitamente em solução nutritiva, isto é, em água contendo os nutrientes em concentrações suficientes e na presença de luz, ar e temperatura adequada (Cometti et al., 2006). Portanto, o solo é essencial, mas não imprescindível à vida das plantas. Todavia, é de fundamental importância para o cultivo das plantas em escala maior, porque serve para abrigar e fixar as plantas, armazenar e suprir água e todos aqueles elementos essenciais à vida vegetal.

Em relação ao suprimento de nutrientes, os solos podem ser pobres ou ricos e os solos ricos podem ser empobrecidos com o decorrer da exploração agrícola. A função dos adubos ou fertilizantes é aportar nutrientes aos solos para suprir as necessidades das plantas.

CONCEITO DE FERTILIZANTE OU ADUBO

Fertilizante ou adubo é um produto mineral ou orgânico, natural ou sintético, supridor de um ou mais nutrientes às plantas.

É interessante citar aqui também o conceito de condicionador ou melhorador de solo: são produtos capazes de promover o melhoria das propriedades físicas (porosidade, aeração, capacidade de retenção de água, etc.), físico-químicas (capacidade de troca de cátions – CTC, poder tampão) ou biológicas dos solos. Nesses termos, pode-se conceituar os fertilizantes como melhoradores das propriedades químicas do solo, ou de seu conteúdo de nutrientes.

CLASSIFICAÇÃO DOS FERTILIZANTES

Os fertilizantes são classificados com diversos critérios, todos com sua devida importância.

Natureza do Nutriente Contido

Fertilizantes Nitrogenados

Que têm N como nutriente principal (Quadro 1).

Quadro 1. Fertilizantes minerais nitrogenados

Fertilizante (Fonte)	Obtenção	Característica	Teor
Amônia anidra (NH_3)	Reação entre o N_2 atmosférico e o H de gases de petróleo	$N\text{-}NH_3$	82 % N
Aquamônia ($NH_3 + H_2O$)	Reação de amônia anidra (NH_3) com água	$N\text{-}NH_4^+$	16–21 % N
Nitrato de potássio (KNO_3)	Reação $NaNO_3$ com KCl	$N\text{-}NO_3^-$	13 % N 44 % K_2O
Nitrato de sódio ($NaNO_3$)	Reação do HNO_3 com NaOH	$N\text{-}NO_3^-$	16 % N
Nitrato de amônio (NH_4NO_3)	Reação de $Ca(NO_3)_2$ com $(NH_4)_2CO_3$	50 % de $N\text{-}NH_4^+$ e 50 % de $N\text{-}NO_3^-$	34 % N
Sulfonitrato de amônio $(NH_4)_3\ SO_4.NO_3$	Reação NH_4NO_3 + $(NH_4)_2SO_4$	25 % $N\text{-}NO_3^-$ 75 % $N\text{-}NH_4^+$	25–26 % N 13–15 % S
Cloreto de amônio (NH_4Cl)	Reação de HCl com amônia	$N\text{-}NH_4^+$	25 % N 62–66 % Cl
Nitrato de cálcio ($Ca(NO_3)_2$)	Reação do HNO_3 com CaO ou $CaCO_3$	$N - NO_3^-$ com até 1,5 % de $N\text{-}NH_4^+$	14 % N 18–19 % Ca
Sulfato de amônio ($(NH_4)_2SO_4$)	Reação de H_2SO_4 com aquamônia	$N\text{-}NH_4^+$	20 % N 24 % S
Uréia ($CO(NH_2)_2$)	$NH_3 + CO_2$ sob pressão	N-amídico	45 %[1]
Cálcio-cianamida ($CaCN_2$)	Fixação de N_2 em carbureto de Ca (CaC_2) a 1.000 °C	CN_2^{2-} e até 3 % $N\text{-}NO_3^-$	21 % N 27 % Ca
Nitrocálcio	Reação de HNO_3 com calcário	$N\text{-}NO_3^-$	22–27 % N 4–15 % Ca, 0–4 % Mg

[1] Teor de biureto menor que 1,5 % para aplicação no solo e menor que 0,3 % para aplicação foliar.
Fonte: Brasil (2007).

Também os fertilizantes orgânicos apresentam o N como nutriente principal (Quadro 2).

Quadro 2. Fertilizantes orgânicos nitrogenados

Fertilizante	U máx.	pH_{H_2O} min.	CO min.	N min.	CTC	C/N máx.	CTC/CO
	%		——— % ———		$cmol_c\ dm^{-3}$		
Esterco bovino	25	6	30	1	44	20	1,2
Esterco de aves	25	6	15	1,5	39	20	2,5
Torta de oleaginosas	15	-	39	5	-	-	-
Farinha de peixe	15	-	28	4	-	-	-
Turfa, lenhita e leonardita	32	6	25	1	30	-	2,8

U – umidade; CO = carbono orgânico; N = nitrogênio total; CTC = capacidade de troca de cátions.
Fonte: Brasil (2007).

Fertilizantes Fosfatados

Que têm P como nutriente principal (Quadro 3).

Quadro 3. Fertilizantes minerais fosfatados

Fertilizante (Fonte)	Obtenção	Característica	Teor
Fosfato natural (FN) (apatitas) [$Ca_{10}(PO_4)_6$. [F_2; $(OH)_2$; CO_3]	Beneficiamento de FNs	= 4 % sol. em ácido cítrico a 2 % (ou 20 g L^{-1}), relação (1:100) < peneira 0,075 mm; rocha ígnea ou metamórfica	24 % P_2O_5 total 23-27 % Ca
Fosfato natural reativo (fosforitas) [$Ca_{10}(PO_4)_6$. [F_2; $(OH)_2$; CO_3]	Beneficiamento de FNs	10 % sol. em ácido cítrico a 2 % (ou 20 g L^{-1}), relação (1:100); farelado; rocha sedimentar	27 % P_2O_5 total 30-34 % Ca
Ácido fosfórico (H_3PO_4)	FN + H_2SO_4	Fluida	54 % P_2O_5
Superfosfato simples [$Ca(H_2PO_4)_2.H_2O$ + $CaSO_4.2H_2O$]	Reação de FN com H_2SO_4	P_2O_5 solúvel em CNA[1] + H_2O; 16 % sol. em H_2O 18-20 % Ca 11-12 % S	18 % P_2O_5 18-20 % Ca 11-12 % S
Superfosfato triplo ($Ca(H_2PO_4)_2.H_2O$)	Reação de H_3PO_4 com FN	P_2O_5 solúvel em CNA + H_2O; = 37 % sol. em H_2O	44 % P_2O_5 14 % Ca
Fosfato monoamônico - MAP (NH_4 H_2PO_4)	Reação de H_3PO_4 com amônia	P_2O_5 solúvel em CNA + H_2O; = 44 % em H_2O	9 % N 48 % P_2O_5
Fosfato diamônico - DAP [$(NH_4)_2$ HPO_4]	Reação de H_3PO_4 com amônia	P_2O_5 solúvel em CNA + H_2O; = 38 % em H_2O	16 % N 45 % P_2O_5
Fosfato monopotássico (KH_2PO_4)	Reação de H_3PO_4 com KOH	P_2O_5 e K_2O solúveis em H_2O	51 % P_2O_5 33 % K_2O
Nitrofosfato	Reação de FN com HNO_3	P_2O_5 solúvel em CNA + H_2O; = 14 % em H_2O	14 % N 18 % P_2O_5 8-10 % Ca
Fosfato decantado	Tratamento de efluentes da produção de H_3PO_4	P_2O_5 total; = 9 % P_2O_5 solúvel em CNA + H_2O	14 % P_2O_5 = 14 % Ca
Termofosfato magnesiano	Fusão FN + compostos magnesianos e sílicos	P_2O_5 total; = 14 % sol. ácido cítrico a 2 %, relação (1:100)	17 % P_2O_5 7 % Mg 18-20 % Ca

[1] Citrato neutro de amônio.
Fonte: Brasil (2007).

Fertilizantes Potássicos

Que têm o K como nutriente principal (Quadro 4).

Quadro 4. Fertilizantes minerais potássicos

Fertilizante (Fonte)	Obtenção	Característica	Garantia mínima
Cloreto de potássio (KCl)	Jazidas; obtido por dissolução seletiva e flotação	K_2O solúvel em H_2O	58 % K_2O 45-48 % Cl
Sulfato de potássio K_2SO_4	Reação KCl com H_2SO_4	K_2O solúvel em H_2O	48 % K_2O 15 % S
Nitrato de potássio (KNO_3)	KCl com HNO_3	K_2O solúvel em H_2O	44 % K_2O 12 % N

Fonte: Brasil (2007).

Fertilizantes Cálcicos

Que têm o Ca como nutriente principal (Quadro 5).

Quadro 5. Fertilizantes minerais cálcicos

Fertilizante (Fonte)	Obtenção	Característica	Teor
Carbonato de cálcio ($CaCO_3$)	Rocha calcária calcítica	Ca total (corretivo da acidez)	36 % Ca
Óxido de cálcio (CaO)	Calcinação de calcita	Ca total (corretivo da acidez)	64 % Ca
Hidróxido de cálcio [$Ca(OH)_2$]	Hidrólise do CaO	Ca total (corretivo da acidez)	48 % Ca
Cloreto de cálcio ($CaCl_2.2H_2O$)	Reação de HCl com CaO	Ca solúvel em H_2O	24 % Ca = 43 Cl
Nitrato de cálcio [$Ca(NO_3)_2$]	Reação de HNO_3 com CaO	Ca solúvel em H_2O	14 % N 18-19 % Ca
Sulfato de cálcio ($CaSO_4.2H_2O$)	Subproduto da fabricação de H_3PO_4	Ca e S totais	17-20 % Ca 14-17 % S

Fonte: Brasil (2007).

Fertilizantes Magnesianos

Que têm o Mg como nutriente principal (Quadro 6).

Quadro 6. Fertilizantes minerais magnesianos

Fertilizante (Fonte)	Obtenção	Característica	Teor
Carbonato de magnésio ($MgCO_3$)	Mineral magnesita	Mg total (corretivo da acidez)	25-27 % Mg
Óxido de magnésio (MgO)	Calcinação da magnesita	Mg total (corretivo da acidez)	45-54 % Mg
Sulfato de magnésio ($MgSO_4.7H_2O$)	Reação do H_2SO_4 com MgO	Mg solúvel em H_2O	9 % Mg 12-14 % S
Cloreto de magnésio ($MgCl_2.6H_2O$)	Reação de HCl com MgO	Mg solúvel em H_2O	10 % Mg 34 % Cl

Fonte: Brasil (2007).

Alguns produtos contém Ca e Mg sendo considerados fontes destes dois nutrientes e corretivos da acidez do solo. Entre estes, há os calcários magnesianos e dolomíticos, com teores variáveis de Ca e Mg. A calcinação desses produtos irá produzir os óxidos de Ca e de Mg e, quando hidratados, irão constituir-se em hidróxidos de Ca e Mg.

Fertilizantes Sulfurados

Que contêm o S como nutriente principal (Quadro 7)

Quadro 7. Fertilizantes minerais que contêm enxofre

Fertilizante (Fonte)	Obtenção	Característica	Teor
Enxofre elementar (S°)	Extração a partir da pirita; subproduto de gás natural e do carvão mineral	S total	95 % S

Fonte: Brasil (2007).

O S participa como nutriente secundário em diversos fertilizantes como fonte principal de macronutrientes como o sulfato de amônio e o superfosfato simples ou de micronutrientes, como o sulfato de zinco (veja capítulo X).

Fertilizantes com Micronutrientes

Com um ou mais micronutrientes.

Esta lista é muito grande e com características químicas diversas para as diversas fontes. Sobre isto, e com um detalhamento adicional sobre uso e manejo de diversas fontes, entre outros, deve-se recorrer ao capítulo XI deste livro. Informações detalhadas sobre esses fertilizantes contendo micronutrientes são também encontradas em Brasil (2007).

Muitos dos fertilizantes minerais com micronutrientes estão associados a outros nutrientes como N, P, S, etc.; porém, o micronutriente é considerado o principal nutriente, embora o outro nutriente possa estar, até mesmo, em maior teor. Exemplo: polifosfato de ferro e amônio, com 22 % de Fe, 55 % de P_2O_5 e 4 % N; o nutriente principal é o Fe.

Critério Químico

Fertilizantes Minerais

São os fertilizantes constituídos de compostos inorgânicos. São também considerados fertilizantes minerais aqueles constituídos de compostos orgânicos (compostos que contêm C) sintéticos ou artificiais, como a uréia – $CO(NH_2)_2$ e aqueles na forma de quelatos.

Os fertilizantes minerais se subdividem em três classes:

Fertilizantes simples: são os fertilizantes constituídos, fundamentalmente, de um composto químico, contendo um ou mais nutrientes, quer sejam macro ou micronutrientes, ou ambos. São exemplos: uréia, sulfato de amônio, superfosfato simples, superfosfato

triplo, fosfato monoamônico (MAP), fosfato diamônico (DAP), cloreto de K, ácido bórico, sulfato de Zn e numerosos outros. Existem diversos fertilizantes minerais simples para cada espécie de nutriente. Há mais de uma centena de fertilizantes minerais simples reconhecidos oficialmente pela legislação brasileira, como aqueles já relacionados (Brasil, 2007).

Fertilizantes mistos ou misturas de fertilizantes: são os fertilizantes resultantes da mistura de dois ou mais fertilizantes simples.

Fertilizantes complexos: são fertilizantes resultantes de processo em que se formam dois ou mais compostos químicos, fontes de nutrientes para as plantas. São também misturas, mas produzidas com a participação de matérias-primas (amônia-NH_3, ácido sulfúrico – H_2SO_4, ácido fosfórico – H_3PO_4), as quais dão origem a compostos químicos como sulfato de amônio – $(NH_4)_2SO_4$, fosfato monoamônico (MAP) – $NH_4H_2PO_4$, fosfato diamônico (DAP) – $(NH_4)_2HPO_4$, em seus grânulos.

Fertilizantes Orgânicos

São os fertilizantes constituídos de compostos orgânicos de origem natural, vegetal ou animal. Em geral, têm baixa concentração de nutrientes. São vários os fertilizantes orgânicos reconhecidos oficialmente pela legislação brasileira (Quadro 2).

Comparando os conceitos de fertilizante e de condicionador de solo, verifica-se que os materiais orgânicos se enquadram muito melhor no segundo, pois sua ação é muito mais eficaz no aumento da porosidade, aeração, retenção de água, atividade microbiana e capacidade de retenção de cátions, do que como fornecedor de nutrientes (veja capítulo VI). Isto porque os materiais orgânicos contêm nutrientes em muito baixas concentrações, necessitando-se de grandes quantidades desses produtos para funcionarem como fertilizante. E isso fica limitado pela disponibilidade do produto e pelo custo, principalmente do transporte.

Assim, é evidente que os produtos orgânicos desempenham muito mais as funções de condicionador do solo e muito pouco as funções de fertilizante, enquanto os produtos minerais desempenham efetivamente as funções de fertilizante.

Essa distinção é muito importante porque é incorreta a comparação dessas duas classes de produtos como fertilizantes: os produtos orgânicos certamente serão prejudicados, e poderão ser desacreditados, quando na verdade deve-se fazer uso de todo o material orgânico de que se puder dispor, resguardados, principalmente, os casos de presença de metais pesados em teores potencialmente tóxicos (Abreu Júnior et al., 2005; Guilherme et al., 2005), devido à sua função de condicionador e ao aumento na eficiência dos fertilizantes minerais. Por outro lado, essa distinção de funções serve também para desmistificar o caráter de agrotóxico que, por pura ignorância, não raro é atribuído aos fertilizantes minerais, o que certamente tem sido bastante negativo à agricultura brasileira (Alcarde et al., 1989a).

Fertilizantes Organominerais

São os fertilizantes resultantes da mistura de fertilizantes orgânicos e minerais. O objetivo dessas misturas é aumentar o teor de nutrientes dos materiais orgânicos e

aumentar a eficiência dos fertilizantes minerais. Apesar de sua aplicabilidade ser restrita a poucas situações, porque só se consegue produzir essas misturas com concentrações relativamente baixas, tanto do componente orgânico como do mineral, o seu uso vem crescendo (Abreu Júnior et al., 2005).

Critério Físico

Sólidos

São os fertilizantes que se apresentam no estado sólido e estão subdivididos em duas classes:

Pó ou farelado: quando as partículas são na forma de pó ou tem pequenas dimensões.

Granulado: quando as partículas são de dimensões que permitem caracterizar um grânulo. Nesta classe, as misturas de fertilizantes apresentam peculiaridades próprias:

• Misturas de grânulos ou misturas de granulados: são as obtidas pela simples mistura de dois ou mais fertilizantes simples previamente granulados. São misturas físicas e caracterizam-se por apresentar os nutrientes contidos em grânulos distintos.

• Misturas granuladas: são as obtidas pela mistura de dois ou mais fertilizantes simples em pó e sua posterior granulação, ou são obtidas de uma mistura complexa e posterior granulação. No primeiro caso, são também misturas físicas e, no segundo, misturas químicas, mas ambas caracterizam-se por conter, em cada grânulo, todos os nutrientes garantidos na mistura.

Líquidos ou Fluidos

São os fertilizantes que se apresentam no estado líquido. Estão subdivididos em duas classes:

Soluções: são os fertilizantes líquidos que se apresentam na forma de soluções verdadeiras, isto é, isentas de material sólido.

Suspensões: são os fertilizantes líquidos que se apresentam na forma de suspensões, isto é, uma fase sólida dispersa num meio líquido.

Gasosos

São os fertilizantes que se apresentam no estado gasoso, nas condições normais de temperatura e pressão. O único fertilizante que se apresenta nesta forma é a amônia anidra, pouco usada no Brasil em aplicação direta no solo.

CARACTERÍSTICAS DOS FERTILIZANTES

As características dos fertilizantes podem ser divididos em: de natureza física, de natureza química e de natureza físico-química. Todas elas determinam a qualidade do produto (Alcarde & Rodella, 2003).

Características de Natureza Física

Grande parte dos problemas com a qualidade dos fertilizantes está relacionada com suas características físicas e ou físico-químicas. A preferência pelo consumidor de um fertilizante em relação a outro de mesma composição decorre, quase sempre, de suas características físicas e físico-químicas, as quais podem ser diretamente avaliadas pela observação do produto. Muitos procedimentos de produção, incluindo-se vários tipos de tratamento de condicionamento, foram desenvolvidos para melhorar as características físicas e físico-químicas.

Ao contrário das características químicas, as características físicas e físico-químicas dos fertilizantes são muito pouco ou quase nada previstas pela legislação oficial.

Estado Físico

Fertilizantes são empregados predominantemente na forma sólida. Quanto ao estado gasoso, o único fertilizante assim empregado é a amônia anidra. O emprego de soluções e suspensões de fertilizantes é de uso relativamente recente no Brasil, e bastante restrito, tendo-se expandido a partir da aplicação da aqua-amônia, solução de amônia a 16–21 % N, na cultura da cana-de-açúcar nos anos 80, incluindo, posteriormente, suspensões (fertilizantes fluidos) contendo P e K.

Granulometria

Uma característica importante dos fertilizantes sólidos é a granulometria. Ela é determinada pelo tamanho e pela forma de suas partículas, sendo expressa, quantitativamente, por meio dos resultados de uma análise granulométrica. Esta análise consiste, basicamente, em fazer passar uma massa conhecida do produto por uma série de peneiras com tamanho de abertura de malha decrescente. Pesando-se a massa retida em cada peneira, expressa-se cada fração em termos percentuais.

De acordo com a granulometria, os fertilizantes sólidos podem-se apresentar na forma de pó, farelado ou granulado.

A granulometria de um fertilizante pode ser o fator chave de sua eficiência agronômica. É o que ocorre com fosfatos de rocha, cuja solubilidade no solo aumenta com a diminuição do tamanho de suas partículas até um valor de 0,15 mm, abaixo do qual não se tem mais ganho expressivo de solubilidade (Khasawneh & Doll, 1978). O elevado grau de moagem do produto, contudo, torna-o um pó excessivamente fino causando problemas durante sua aplicação, que levaram a granular o fosfato moído com uma fonte solúvel, usado por pouco tempo e hoje abandonado. Como alternativa tem-se, atualmente, o fosfato natural reativo farelado. Por outro lado, os fertilizantes solúveis são geralmente mais eficientes na forma granulada, cujo exemplo mais marcante é o fertilizante fosfatado.

Outra grande vantagem da granulação é a maior facilidade de aplicação, sendo esta a principal razão pela qual predominam no mercado fertilizantes granulados.

aumentar a eficiência dos fertilizantes minerais. Apesar de sua aplicabilidade ser restrita a poucas situações, porque só se consegue produzir essas misturas com concentrações relativamente baixas, tanto do componente orgânico como do mineral, o seu uso vem crescendo (Abreu Júnior et al., 2005).

Critério Físico

Sólidos

São os fertilizantes que se apresentam no estado sólido e estão subdivididos em duas classes:

Pó ou farelado: quando as partículas são na forma de pó ou tem pequenas dimensões.

Granulado: quando as partículas são de dimensões que permitem caracterizar um grânulo. Nesta classe, as misturas de fertilizantes apresentam peculiaridades próprias:

• Misturas de grânulos ou misturas de granulados: são as obtidas pela simples mistura de dois ou mais fertilizantes simples previamente granulados. São misturas físicas e caracterizam-se por apresentar os nutrientes contidos em grânulos distintos.

• Misturas granuladas: são as obtidas pela mistura de dois ou mais fertilizantes simples em pó e sua posterior granulação, ou são obtidas de uma mistura complexa e posterior granulação. No primeiro caso, são também misturas físicas e, no segundo, misturas químicas, mas ambas caracterizam-se por conter, em cada grânulo, todos os nutrientes garantidos na mistura.

Líquidos ou Fluidos

São os fertilizantes que se apresentam no estado líquido. Estão subdivididos em duas classes:

Soluções: são os fertilizantes líquidos que se apresentam na forma de soluções verdadeiras, isto é, isentas de material sólido.

Suspensões: são os fertilizantes líquidos que se apresentam na forma de suspensões, isto é, uma fase sólida dispersa num meio líquido.

Gasosos

São os fertilizantes que se apresentam no estado gasoso, nas condições normais de temperatura e pressão. O único fertilizante que se apresenta nesta forma é a amônia anidra, pouco usada no Brasil em aplicação direta no solo.

CARACTERÍSTICAS DOS FERTILIZANTES

As características dos fertilizantes podem ser divididos em: de natureza física, de natureza química e de natureza físico-química. Todas elas determinam a qualidade do produto (Alcarde & Rodella, 2003).

Características de Natureza Física

Grande parte dos problemas com a qualidade dos fertilizantes está relacionada com suas características físicas e ou físico-químicas. A preferência pelo consumidor de um fertilizante em relação a outro de mesma composição decorre, quase sempre, de suas características físicas e físico-químicas, as quais podem ser diretamente avaliadas pela observação do produto. Muitos procedimentos de produção, incluindo-se vários tipos de tratamento de condicionamento, foram desenvolvidos para melhorar as características físicas e físico-químicas.

Ao contrário das características químicas, as características físicas e físico-químicas dos fertilizantes são muito pouco ou quase nada previstas pela legislação oficial.

Estado Físico

Fertilizantes são empregados predominantemente na forma sólida. Quanto ao estado gasoso, o único fertilizante assim empregado é a amônia anidra. O emprego de soluções e suspensões de fertilizantes é de uso relativamente recente no Brasil, e bastante restrito, tendo-se expandido a partir da aplicação da aqua-amônia, solução de amônia a 16–21 % N, na cultura da cana-de-açúcar nos anos 80, incluindo, posteriormente, suspensões (fertilizantes fluidos) contendo P e K.

Granulometria

Uma característica importante dos fertilizantes sólidos é a granulometria. Ela é determinada pelo tamanho e pela forma de suas partículas, sendo expressa, quantitativamente, por meio dos resultados de uma análise granulométrica. Esta análise consiste, basicamente, em fazer passar uma massa conhecida do produto por uma série de peneiras com tamanho de abertura de malha decrescente. Pesando-se a massa retida em cada peneira, expressa-se cada fração em termos percentuais.

De acordo com a granulometria, os fertilizantes sólidos podem-se apresentar na forma de pó, farelado ou granulado.

A granulometria de um fertilizante pode ser o fator chave de sua eficiência agronômica. É o que ocorre com fosfatos de rocha, cuja solubilidade no solo aumenta com a diminuição do tamanho de suas partículas até um valor de 0,15 mm, abaixo do qual não se tem mais ganho expressivo de solubilidade (Khasawneh & Doll, 1978). O elevado grau de moagem do produto, contudo, torna-o um pó excessivamente fino causando problemas durante sua aplicação, que levaram a granular o fosfato moído com uma fonte solúvel, usado por pouco tempo e hoje abandonado. Como alternativa tem-se, atualmente, o fosfato natural reativo farelado. Por outro lado, os fertilizantes solúveis são geralmente mais eficientes na forma granulada, cujo exemplo mais marcante é o fertilizante fosfatado.

Outra grande vantagem da granulação é a maior facilidade de aplicação, sendo esta a principal razão pela qual predominam no mercado fertilizantes granulados.

As misturas de grânulos apresentam vantagem sobre as misturas granuladas por permitirem uma maior flexibilidade no preparo de fórmulas, segundo a necessidade do agricultor. Contudo, conforme será discutido a seguir, diversos problemas relacionados com os atributos dos fertilizantes são minimizados pela produção de mistura granulada ou de fertilizante complexo. Em geral, fertilizantes mistos granulados ou complexos, onde cada grânulo contém todos os nutrientes garantidos, apresentam granulometria mais uniforme que as misturas de grânulos.

Como conseqüência da composição granulométrica desuniforme, os fertilizantes sólidos podem apresentar o fenômeno da segregação, ou seja, a separação das partículas componentes de uma mistura de fertilizantes por ordem de tamanho. O fator que mais favorece esse processo é a desuniformidade de tamanho das partículas. Tome-se, como exemplo, uma mistura fertilizante N-K 18–00–36, para a qual cada tonelada será constituída por 400 kg de uréia e 600 kg de KCl. As partículas de KCl, normalmente com formato irregular e de tamanho maior que as partículas esféricas de uréia, fazem com que estas tendam a se depositar no fundo de sacas e caçambas, enquanto que o KCl fica na parte superior. Desta forma, durante a adubação, a mistura que está sendo aplicada às plantas poderá ter composição bem diferente de 18–00–36. Em geral, mas não obrigatoriamente, o problema é mais acentuado em mistura de grânulos que em misturas granuladas e ocorre durante o processo de produção, transporte, amostragem para análise e na aplicação do fertilizante.

Os mais diferentes tipos de formulações NPK sob a forma de mistura de grânulos podem apresentar evidências de segregação, quando a elevação do teor de um nutriente em relação ao teor garantido, ocorre às custas do abaixamento de outro (Quadro 8).

Resultados obtidos em análise de rotina para a mistura 18–00–36, empregada na cultura da cana-de-açúcar na região de Piracicaba, foram discutidos por Rodella & Alcarde (1994). Ao se correlacionarem os resultados das determinações de N e K_2O obtidos na análise química de diferentes amostras daquela mistura, obteve-se uma reta a qual evidencia a ocorrência da segregação (Figura 1).

Quadro 8. Resultados obtidos em análise de rotina de amostras de fertilizantes (misturas de grânulos), evidenciando o efeito de segregação dos seus constituintes

Teores garantidos	N	P_2O_5	K_2O
	%		
5-25-25	4,8	22,5	26,6
0-20-20	-	21,5	18,5
30-0-20	31,8	-	17,6
5-30-20	4,7	29,2	19,8
5-30-20	4,4	27,5	22,3
5-30-20	4,3	28,2	24,2
5-30-20	4,6	28,6	20,3
5-30-20	4,5	29,0	22,7

Fonte: Rodella & Alcarde (2000).

É necessário ressaltar que o problema causado pela segregação não é minimizado pelo fato da queda no teor de um nutriente ser compensada pelo aumento no teor de outro. Isso pôde ser avaliado ao se considerar a fertilização da cultura da cana-de-açúcar no ciclo de soqueira. Embora a cana normalmente responda à aplicação de N e K_2O neste ciclo, a intensidade de resposta é diferente para cada nutriente, conforme evidenciado pelos coeficientes da regressão ajustada à curva de resposta, obtida em experimento de campo (Figura 2): há um evidente efeito negativo da aplicação de K sobre a produtividade da cana. Observa-se que o aumento da quantidade aplicada de K_2O por uma dose de mistura de grânulos de fórmula 18–0–36, se dá às custas de uma diminuição da quantidade aplicada de N, que tinha maior eficiência que o K em aumentar a produtividade da cana.

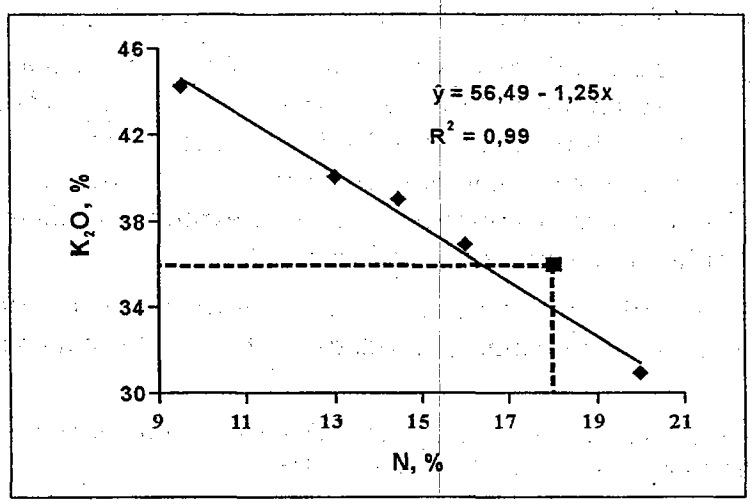


Figura 1. Relação entre os teores de N e K_2O determinados em diferentes amostras de uma mesma mistura de grânulos de fórmula 18–0–36, evidenciando a ocorrência de segregação.
Fonte: Rodella & Alcarde (1994).

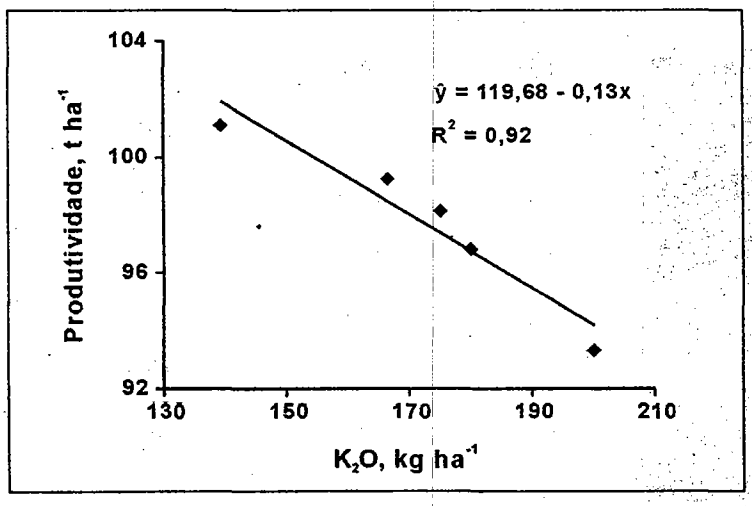


Figura 2. Produtividade de cana-de-açúcar para uma mesma dose de mistura de grânulos 18–0–36, em conseqüência do desbalanceamento entre os nutrientes N e K_2O provocado pela segregação.
Fonte: Rodella & Alcarde (1994).

A segregação dificulta particularmente a obtenção de amostras representativas ao influenciar a coleta, o processo de redução da quantidade amostrada e a medida de uma massa do fertilizante para análise. Carvalho (1995), trabalhando com uma mistura de grânulos de fórmula 4–14–8, determinou a contribuição de cada etapa da marcha analítica na variância dos teores de N, P e K e detectou, também, uma ampla variação na composição química do produto dependendo da fração granulométrica considerada (Quadro 9).

Durante a aplicação do produto no campo, Popp & Ulricch (1985a) verificaram que adubadeiras que distribuem fertilizante por ação da força centrífuga não foram adequadas para misturas de grânulos, mas esse tipo de fertilizante, desde que não sofresse segregação durante o transporte, foi aplicado sem maiores problemas por equipamentos com dosadores volumétricos, que são aqueles predominantes no mercado brasileiro (Balastreire & Coelho, 1992). Por outro lado, adubadeiras por ação centrífuga não apresentam problemas para aplicar misturas granuladas.

Popp & Ulricch (1985b) mostraram a variação que ocorre na distribuição no solo de uma mistura de grânulos de fórmula 15–15–15 por uma adubadeira por ação centrífuga (Figura 3). A fórmula nominal é 15–15–15, mas ao longo da faixa de aplicação a fórmula efetivamente aplicada tem composição variada. As maiores concentrações de KCl nas extremidades da faixa de aplicação podem ser explicadas pela maior densidade e pelo maior tamanho das partículas desse fertilizante.

A segregação prejudica particularmente a uniformidade dos teores de micronutrientes, quando uma quantidade relativamente pequena da fonte, em geral na

Quadro 9. Determinação dos teores de N, P_2O_5 e K_2O em diferentes frações granulométricas de uma mistura de grânulos de fórmula 4–14–8

Imagem da fração	Malha	Retenção	N	P_2O_5	K_2O
	mm	%			
	4,00	0,81	3,55	7,31	30,10
	2,38	47,68	2,97	12,56	8,80
	2,00	21,26	3,11	13,24	5,27
	1,19	24,73	3,88	12,38	7,54
	1,00	1,35	9,00	7,71	16,80
	0,50	1,56	9,30	6,76	17,80
	0,42	0,49	10,10	7,11	14,80
	Fundo	2,12	7,11	6,08	6,01

Fonte: Carvalho (1995).

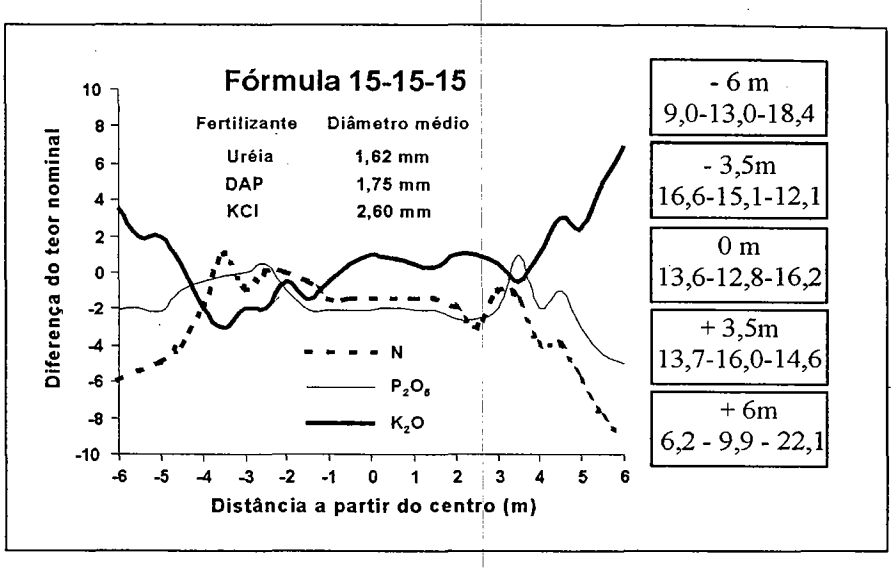


Figura 3. Variação nos teores de N, P_2O_5 e K_2O de uma fórmula 15-1515, aplicada por uma adubadora centrífuga, em função da distância a partir do centro de aplicação.
Fonte: Adaptado de Popp & Ulricch (1985b).

forma de pó, é adicionada às misturas de grânulos (Smith, 1960). Para minimizar este problema, atualmente o micronutriente está sendo incorporado aos grânulos de um dos fertilizantes simples componente da mistura de grânulos (normalmente nos superfosfatos).

Apesar de os problemas de segregação serem maiores nas misturas de grânulos, isso não pode ser tomado como regra. O controle de qualidade eficiente das matérias-primas que entram na composição dessas misturas, permite obter produtos de boa qualidade no aspecto físico (segregação). Há dois critérios que auxiliam nesse controle de qualidade, ambos baseados na composição granulométrica das matérias-primas que devem entrar na mistura:

a) critério TVA (Hoffmeister, 1973): compara a distribuição granulométrica das matérias-primas, tendo por base as seguintes regras:

- geralmente são fisicamente compatíveis matérias-primas que não difiram em mais de 10 % ao longo da distribuição granulométrica;
- uma diferença maior na região dos grânulos pequenos não afeta tanto a segregação quanto a mesma diferença na região dos grânulos maiores;
- matérias-primas que difiram em 20 % ou mais em qualquer região tem grande tendência a segregação.

b) critério CFI (CFI, 1982): é um critério de origem canadense e utiliza as seguintes propriedades:

- SGN ("Size Guide Number"), número guia ou de referência de tamanho; é o tamanho médio das partículas, isto é, o tamanho de partícula que divide o produto em duas metades iguais: uma cujas partículas são menores e outra cujas partículas são maiores que o referido número guia. Esse número é calculado em milímetros, até a

segunda casa decimal e multiplicado por 100. Um produto com SGN = 220 corresponde a 2,20 mm e significa que metade do produto tem partículas menores e outra metade tem partículas maiores de 2,20 mm.

- UI ("Uniformity Index"), índice de uniformidade do produto: é a relação entre o tamanho (em mm) das partículas menores e o tamanho das partículas maiores expresso em percentagem. Assim, um produto com UI = 100% significa que todas as partículas têm o mesmo tamanho; UI = 50% significa que as partículas menores têm metade do tamanho das partículas maiores. Uma alternativa dessa propriedade é o Va (variação média do tamanho das partículas) (EBA, 1997).

Uma combinação estatística entre os valores de SGN e de UI ou de SGN e de Va das matérias-primas que se pretende misturar, fornece o Índice de Qualidade da Mistura (Mixture Quality Index – MQI), que indica a probabilidade de ocorrer ou não segregação. Perfect et al. (1998) criticam este critério e propõem outro, denominado sistema Rosin-Rammler, ao que parece ainda pouco experimentado.

Finalmente, deve-se considerar que pelo fato de as matérias-primas utilizadas no Brasil serem, em parte, importadas, o uso desses critérios pode ficar dificultado, a menos que se exija do fornecedor das matérias-primas o atendimento às especificações granulométricas.

Consistência ou Dureza dos Grânulos

Consistência significa o grau de dureza ou resistência à quebra ou à abrasão (atrito com formação de pó) do grânulo de fertilizante. Quando os grânulos são frágeis, ocorre a quebra e, ou, a formação de pó, que resulta em partículas desuniformes.

O método mais simples para avaliação da dureza consiste em determinar a resistência individual de grãos de diâmetro similar à aplicação de pressão (Hoffmeister, 1979; TFS, 1980; FM, 1996). Podem ser usados neste teste equipamentos diversos ou mesmo nenhum. Um grão que pode ser esmagado entre os dedos pode ser considerado como frágil; se ele pode ser amassado pela pressão do dedo contra uma superfície dura terá dureza média e, se sair intacto, será considerado como duro.

Fertilizantes com dureza menor que 1,4 kg/grão para grãos retidos entre 7 e 8 "meshes" de diâmetro são considerados muito fracos para um manuseio sem problemas, sendo desejáveis valores acima de 2,3 kg/grão (Quadro 10).

Quadro 10. Valores de dureza para fertilizantes nitrogenados

Fertilizante	Dureza	
	Valor médio	Faixa de variação
	g/grão	
Nitrato de amônio	1.371	998-1.568
Fosfato monoamônico (MAP)	3.734	1.505-5.724
Fosfato diamônico (DAP)	2.686	1.616-5.349

Fonte: Ultrafértil (folheto de divulgação dos produtos).

Fluidez

É a capacidade de livre escoamento pelos sistemas mecânicos de aplicação e se relaciona com a eficiência da distribuição dos fertilizantes. Ao se observar que o reservatório de uma adubadora tem fertilizante, mas este não flui, é muito provável que esteja ocorrendo a formação de túneis.

A tendência de escoamento dos fertilizantes é avaliada pela propriedade *ângulo de repouso*, que é o ângulo formado pela linha lateral de um "montinho" de fertilizante, escoado livremente de um funil, e o plano horizontal (Figura 4). O método de determinação é simples e faz uso de uma caixa de material acrílico (transparente) (Hoffmeister, 1979; TFS, 1980; FM, 1996).

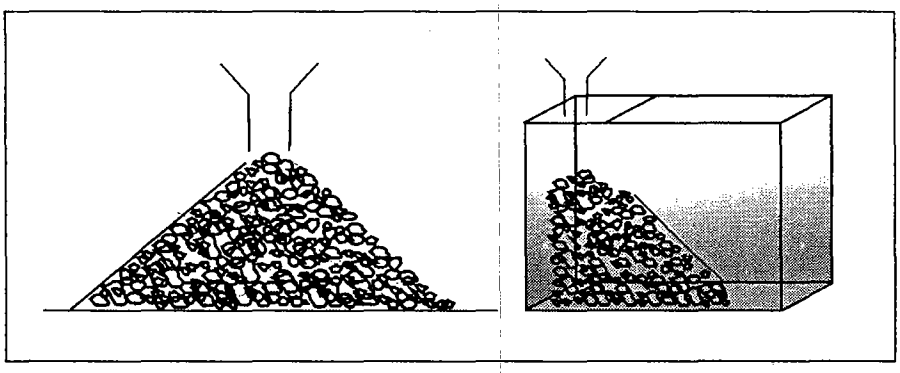


Figura 4. Ângulo de repouso.

Quanto menor o ângulo de repouso, maior a fluidez. Produtos com escoamento livre apresentam ângulo de repouso entre 30 e 35 graus. Quanto maior a umidade do produto, maior o ângulo de repouso e menor a fluidez (Luz, 1993).

Densidade

É a propriedade que relaciona massa e volume do produto. O conhecimento da densidade é importante no dimensionamento de áreas de armazenamento e de embalagens. Como exemplos de densidade, podem ser citados os valores da uréia, 1,33 kg dm^{-3}; fosfato diamônico, 1,78 kg dm^{-3} e KCl, 1,99 kg dm^{-3}. Métodos para a determinação da densidade estão descritos em Hoffmeister (1979), TFS (1980) e FM (1996).

A densidade tem influência na distância de lançamento da partícula em adubadoras centrífugas (Quadro 11). Para Hoffmeister et al. (1964), o efeito da densidade é muito pequeno na segregação de misturas de grânulos. Os autores chegaram a esta conclusão trabalhando com uma mistura constituída por 37 % em peso de nitro-fosfato de amônio, com densidade 1,27 kg dm^{-3}, e 63 % de superfosfato triplo, com densidade 2,12 kg dm^{-3}, materiais esses que tiveram o tamanho de suas partículas equalizado entre 8 e 10 "meshes" antes da mistura.

Quadro 11. Efeito da densidade e do tamanho de partícula sobre a distância de lançamento por uma adubadora centrífuga

Tamanho da partícula	Densidade (kg dm^{-3})		
	1,0	1,5	2,0
mm	Distância de lançamento (m)		
1	3,30	4,10	4,80
2	4,5	5,10	5,40
3	5,10	5,60	5,80

Fonte: Popp & Ulricch (1985a).

Características de Natureza Química

Número de Nutrientes

Um fertilizante pode conter um, dois ou vários macronutrientes primários, secundários e micronutrientes: são os fertilizantes simples e misturas. São especiais as condições de cultivo em que apenas um nutriente é necessário, como no parcelamento e na correção de deficiência nutricional, por exemplo. O normal é a necessidade de vários nutrientes e as misturas, nesse aspecto, apresentam grandes vantagens no trabalho de aplicação.

Forma Química dos Nutrientes

Dependendo do nutriente, ele pode se apresentar nos fertilizantes sob diferentes formas químicas. O K, por exemplo, é o caso mais simples, pois ele é encontrado apenas na forma iônica, K^+, fornecida sobretudo como KCl e, raramente, como K_2SO_4, $K_2Mg(SO_4)_2$ ou KNO_3. Como esses sais são solúveis em água, o comportamento do K no solo é praticamente invariável com relação à fonte empregada.

Já o N pode ser aplicado ao solo em diferentes formas: amoniacal: NH_4^+ e NH_3; nítrica, NO_3^-; amídica, NH_2 e protéica. Além do mais, essas formas uma vez no solo, sofrem transformações acentuadas em um espaço de tempo relativamente curto.

Com relação ao P, ele é aplicado basicamente como espécies protonadas do íon fosfato $H_2PO_4^-$ ou HPO_4^{2-} ou até mesmo H_3PO_4. A concentração total das formas adicionadas ao solo vai depender estritamente da solubilidade da fonte empregada (Quadro 12).

Quadro 12. Principais componentes de alguns fertilizantes fosfatados

Fertilizante	P_2O_5 total	Fração solúvel em água	Principal	Secundário
	%			
Superfosfato simples	18-20	~ 85	$Ca(H_2PO_4)_2.H_2O$[1]	$CaHPO_4$; fosfato de Fe(Al) e Ca
Superfosfato triplo	42-46	~ 87	$Ca(H_2PO_4)_2.H_2O$[1]	$CaHPO_4$; fosfato de Fe(Al) e Ca
Fosfato monoamônico (MAP)	52-55	~ 100	$NH_4H_2PO_4$	Fosfato de Fe(Al) e Ca
Fosfato diamônico (DAP)	42-46	~ 100	$(NH_4)_2HPO_4$	Fosfato de Fe(Al) e Ca
Termofosfatos	17-18	< 1	$Ca_3(PO_4)_2$[2]	$Ca_3(PO_4)_2.CaSiO_4$ $Ca_3(PO_4)_2.MgSiO_4$
Fosfatos naturais	28-30	< 1	$Ca_{10}(PO_4)_6[F_2; (OH)_2; CO_3]$	$5CaO.6Al_2O_3.4P_2O_5.18H_2O$

[1] Fosfato monocálcico. [2] Fosfato tricálcico.
Fonte: Resumido de Alcarde (1979).

Concentração dos Nutrientes

Os fertilizantes minerais apresentam uma vantagem bastante atraente do ponto de vista econômico, que é poderem apresentar elevadas concentrações de nutrientes, resultando em menores custos de armazenamento, transporte e aplicação por unidade de massa de nutriente. Essa é uma característica tão marcante, que torna pouco interessante, técnica e economicamente, a utilização em larga escala de fertilizantes orgânicos, apesar das vantagens, já comentadas, que estes poderiam apresentar.

O emprego de fertilizantes mais concentrados pode causar problemas com relação aos macronutrientes secundários principalmente e aos micronutrientes. O emprego, em larga escala, da uréia (45 % N) em substituição ao sulfato de amônio (20 % N e 24 % S), de superfosfato triplo (44 % P_2O_5 e 14 % Ca) no lugar do superfosfato simples (18 % P_2O_5, 20 % Ca e 12 % S) pode conduzir ao aparecimento de deficiência de S. O emprego do MAP (9 % N e 48 % P_2O_5) e do DAP (16 % N e 45 % P_2O_5) deixa de incorporar Ca, o que é feito pelos superfosfatos.

A economicidade dos fertilizantes concentrados poderá ser questionada ao se levantar problemas como desbalanceamento nutricional do solo, toxidez às plantas, perdas de nutrientes por lixiviação ou erosão, poluição do lençol freático, entre outros.

A concentração dos nutrientes no fertilizante mineral deve estar em acordo com o que foi especificado e garantido pelo fabricante. Este pode se constituir em um ponto crítico na relação entre o usuário de fertilizante e o fornecedor do produto. Freqüentemente, surgem questionamentos sobre os teores de nutrientes garantidos e os efetivamente encontrados no produto vendido. Nesse aspecto, a análise química cumpre o papel decisivo e, caso análises preliminares não levem à solução do problema entre as partes, pode-se chegar até à execução de análises periciais. Por outro lado, a obtenção de valores confiáveis nas análises químicas de fertilizantes pode ser dificultada pelas características

do produto. Fertilizantes com tendências de segregar e produtos higroscópicos dificilmente permitem obter amostras representativas. Além disso, para esses materiais, o preparo, a redução da quantidade amostrada e a seleção de uma quantidade de amostra para análise são também prejudicados.

A legislação brasileira estabelece as concentrações mínimas para teores de macro e micronutrientes nos fertilizantes, bem como as tolerâncias que podem ser admitidas (Brasil, 2004).

Compostos Indesejáveis

Compostos classicamente citados como nocivos às plantas e presentes nos fertilizantes são o biureto, que pode ser formado na produção da uréia; o tiocianato, que pode estar presente no sulfato de amônio; e o perclorato, que pode acompanhar o salitre do Chile. Atualmente, contudo, não constituem problema.

Recentemente, tem despertado interesse a ocorrência de metais pesados em fertilizantes. Deve-se ressaltar que, dentre os metais pesados, incluem-se tanto elementos nutrientes como Fe, Cu, Zn e Mn, como também elementos não nutrientes como Pb, Cr e Cd. Na verdade, a toxidez é uma condição ligada à concentração do elemento e, nesse sentido, micronutrientes em excesso em misturas de fertilizantes poderiam ser considerados como nocivos. Rochas fosfatadas e fertilizantes produzidos a partir delas, como superfosfatos simples e triplo e fosfatos de amônio, podem contribuir para aumentar a concentração de micronutrientes e metais não-nutrientes nos fertilizantes (Quadro 13). Entretanto, a questão que mais tem causado polêmica com relação à presença de metais pesados é o uso de resíduos industriais como fonte de micronutrientes, como aqueles da indústria siderúrgica.

Quadro 13. Teores totais de níquel metais pesados não-nutrientes em diferentes tipos de fertilizantes

Material	Ni	Cd	Cr	Pb
	mg kg^{-1}			
Rocha fosfatada Catalão	45	3.7	19	58
Concentrado apatítico fino Araxá	97	7	44	127
Superfosfato triplo	3	2.6	14	2
Superfosfato simples	44	2.5	26	92
Fosfato monoamônico (MAP)	24	3.5	17	18
Fosfato diamônico (DAP)	24	2.7	17	1
Termofosfato	271	3	1.070	5
NPK 4-14-8	30	11	19	169
Fonte de micronutrientes: BR5	103	563	30	1.221
Fonte de micronutrientes: Nutricitro	461	35	110	7.494

Fonte: Adaptado de Gabe & Rodella (1999).

A preocupação com o efeito de metais pesados, proveniente de fertilizantes minerais tradicionais ou de fontes alternativas, como lodos de tratamento biológico e demais resíduos industriais, relaciona-se sobretudo com a adubação de plantas empregadas diretamente na alimentação humana, como hortaliças, grãos, entre outros. Por outro lado, a fertilização de essências florestais é vista como uma possibilidade de emprego daqueles materiais, pois não haveria a preocupação com entrada de elementos nocivos na cadeia alimentar, em função do longo ciclo da floresta (mínimo de seis anos).

Infelizmente, não se dispõe de referenciais que delimitem teores de tolerância desses elementos indesejáveis nos fertilizantes. Apenas para lodo de tratamento biológico esses teores foram estabelecidos (Hall, 1998), os quais têm sido utilizados nas discussões sobre o assunto, envolvendo fertilizantes (Malavolta, 1994).

Poder Acidificante e Alcalinizante dos Fertilizantes

Certos fertilizantes podem afetar a reação dos solos. Como exemplos mais significativos têm-se os nitrogenados amoniacais que são acidificantes e o termofosfato magnesiano que é alcalinizante (Quadro 14). Os fertilizantes orgânicos podem baixar ou elevar o pH do solo, dependendo da sua natureza.

Quadro 14. Poder acidificante e alcalinizante (B)[1] de alguns fertilizantes

Fertilizante	Equivalente $CaCO_3$
	kg t^{-1}
Amônio anidra	1.480
Sulfato de amônio	1.100
Fosfato diamônico (DAP)	880
Fosfato monoamônico (MAP)	600
Nitrato de amônio	600
Nitrocálcio	280
Sulfonitrato de amônio	840
Uréia	840
Salitre do Chile ($NaNO_3$)	- 290 (B)
Salitre potássico (KNO_3)	- 260 (B)
Cloreto de potássio	0
Sulfato de potássio	0
Sulfato de potássio e magnésio	0
Superfosfato simples	0
Superfosfato triplo	0
Termofosfato magnesiano	- 8 (B)
Farelo de algodão	90
Composto de lixo	- 70 (B)
Caule de planta de fumo	- 250 (B)

[1] kg de $CaCO_3$ equivalente, em excesso.

Fonte: Adaptado de Tisdale et al. (1985).

Incompatibilidade Química entre Fertilizantes

Diretamente relacionada com as características químicas dos fertilizantes está a incompatibilidade química entre os componentes de uma mistura de fertilizantes. São reações químicas que podem ocorrer provocando principalmente volatilização de N e insolubilização de alguns nutrientes como P, Fe, Zn, Cu e Mn. Essas incompatibilidades ocorrem em meio alcalino, razão por que produtos de reação alcalina como o DAP, termofosfato magnesiano e calcários são seus maiores causadores.

Características de Natureza Físico-Química

Solubilidade

As plantas absorvem nutrientes a partir da solução do solo, um sistema complexo que envolve um número amplo de espécies químicas, relacionadas entre si pelos diferentes sistemas de equilíbrio químico presentes.

Quando se aplica um fertilizante, pretende-se que ele consiga estabelecer uma concentração adequada de nutrientes na solução do solo. Já nas primeiras observações relacionadas com nutrição mineral de plantas, constatou-se que os fertilizantes solúveis em água eram mais eficientes que fertilizantes orgânicos tradicionais, como estercos, por exemplo. Mas há que se considerar o outro lado desta questão, ou seja, a fácil dissolução deixa os nutrientes sujeitos a perdas, como lixiviação ou insolubilização, esta no caso do P, principalmente.

Para os fertilizantes, usualmente a solubilidade em água dos seus nutrientes exprime disponibilidade às plantas. Porém, para o P, que é um elemento bastante estudado sob esse aspecto, também são empregados outros extratores como a solução neutra de citrato de amônio (CNA) e a solução de ácido cítrico para avaliar a sua disponibilidade (veja capítulo VIII).

Uma questão que tem despertado interesse é a solubilidade das fontes de micronutrientes nas misturas de fertilizantes (Vale, 1997, 2001; Bastos, 2004).

Qualquer fertilizante que libere seus nutrientes no decorrer de um período relativamente longo pode ser considerado, em princípio, como sendo de liberação lenta ou liberação controlada e, neste aspecto, os fertilizantes nitrogenados foram os mais estudados. O controle da solubilidade em fertilizantes nitrogenados já foi estudado considerando-se o uso de materiais pouco solúveis, representados principalmente pelo composto uréia-aldeído; materiais solúveis recobertos, como uréia recoberta por S e por inibidores de nitrificação (Hignett, 1971). O baixo custo dos fertilizantes potássicos desestimula esforços de se aumentar sua eficiência de aproveitamento, reduzindo-se a velocidade de liberação de K. Com relação aos fertilizantes fosfatados, a tendência é justamente oposta, ou seja, pesquisas são dirigidas para obtenção de fontes solúveis, entretanto, com características que reduzam a reação com o solo, conseguida, em parte, aumentando-se o tamanho dos grânulos das fontes solúveis.

Em termos mundiais, cerca de 562.000 kg de fertilizantes sintéticos de liberação lenta (partículas recobertas) são aplicados anualmente, representando em torno do 0,15 % do consumo anual mundial de fertilizantes minerais. Eles são mais caros que os fertilizantes convencionais e têm o uso limitado às culturas de alto valor comercial. Quantidades limitadas são empregadas em fruticultura e hortaliças. No Japão, 70 % do fertilizante empregado na cultura do arroz são de liberação lenta, recoberto por polímero; todavia, trata-se de cultura muito subsidiada. Inibidores de nitrificação e de urease têm uso mais difundido em culturas plantadas em larga escala, estimando-se uma redução de 15 a 20 % da dose usual de N pelo aumento da eficiência de uso do nutriente. Apesar disso, o uso desses produtos tem sido restrito sobretudo à cultura do milho. Um inibidor de urease, Agrotain, foi introduzido e tem sido comercializado nos EUA desde 1996, com resultados promissores.

Os benefícios ambientais têm sido relevantes ao uso dos fertilizantes de liberação lenta e dos inibidores de nitrificação, na medida em que proporcionam menores perdas de N por diminuir a lixiviação de nitrato, emissão de óxido nitroso e volatilização de amônia.

No Brasil, os fertilizantes de solubilidade controlada nunca foram empregados em larga escala, embora tenham sido realizadas algumas pesquisas. Há no mercado um produto que apresenta características de liberação controlada de nutrientes, no qual o grânulo é recoberto por resina orgânica. Esses produtos, até então, só têm sido economicamente viáveis para uso em viveiros florestais. Segundo o fabricante, *a água penetra no grânulo, dissolve os nutrientes do interior, os quais vão sendo liberados de forma gradual.* A velocidade de liberação depende da temperatura (Quadro 15).

Quadro 15. Formulações fertilizantes de liberação lenta de nutrientes

Formulação	Tempo de liberação
	Meses
14-14-14	3-4
19-6-10	3-4
18-5-9	5-6
15-10-1 + Ca, Mg, S e micronutrientes	5-6
22-4-8 + Mg, S e micronutrientes	8-9
17-7-12	12-14

Fonte: Eucatex (s.d.)

Higroscopicidade

É a tendência que os materiais apresentam em absorver água do ar atmosférico. É expressa pela propriedade *umidade relativa crítica* (URc), a qual é definida como a umidade

relativa do ar máxima a que o produto pode ser exposto sem absorver umidade (Figura 5). Quanto menor a URc, mais higroscópico é o produto. Método para a determinação da higroscopicidade é descrito por Hoffmeister (1979), e FM (1996). Observa-se nessa figura que a mistura de dois fertilizantes simples tem sempre URc menor que a de qualquer componente, ou seja, maior higroscopicidade.

Alta higroscopicidade de uma mistura caracteriza *incompatibilidade físico-química*. São incompatíveis, por exemplo, uréia e nitrato de amônio (URc = 18,1); cloreto de potássio e nitrato de cálcio (URc = 22,0); que são razoavelmente incompatíveis, por exemplo, uréia e DAP (URc = 62); uréia e cloreto de potássio (URc = 60,3); sulfato de amônio e superfosfatos (URc = 57,7); uréia e superfosfatos (URc = 65,1) (Figura 5).

Alcarde et al. (1992) avaliaram a higroscopicidade de diversos fertilizantes simples, misturas e corretivos comercializados no Brasil.

O grau de higroscopicidade do fertilizante ou a magnitude de sua umidade crítica determina, sobretudo, o tipo de embalagem a ser empregada, ou seja, o quanto se deve isolar o produto da umidade. Também restringe o grau de manipulação e a possibilidade de armazenamento em ambiente aberto.

A figura 6 constitui-se na informação prática mais ampla sobre incompatibilidades química (volatilização de nitrogênio ou insolubilizações de nutrientes) e ou fisico-química (higroscopicidade) entre fertilizantes, inclusive considerando também corretivos de acidez.

	Nitrato de Cálcio 46,7	Nitrato de Amônio 59,4	Nitrato de Sódio 75,3	Uréia 75,2	Cloreto de Amônio 77,2	Sulfato de Amônio 79,2	Fosfato Diamônico 82,9	Cloreto de Potássio 84,0	Nitrato de Potássio 90,5	Fosfato Monoamônico 91,6	Fosfato Monocálcico 93,7	Sulfato de Potássio 96,3
23,5												
37,7	46,3											
--	18,1	45,6										
--	51,4	51,9	57,9									
--	62,3	--	58,4	71,3								
--	59[1]	--	62[1]	--	72[1]							
22,0	67,9	66,9	60,3	73,5	71,3	70[1]						
31,4	59,9	64,5	65,2	57,9	69,2	--	78,6					
52,8	52,0	63,8	65,2	--	75,7	78[1]	72,8	87,8				
46,2	52,8	68,1	65,1	73,9	57,7	79[1]	--	87,8	88,8			
76,1	69,2	73,3	71,5	71,3	81,4	77[1]	--	87,8	79,0	—		

Figura 5. Umidade relativa crítica de sais fertilizantes e misturas a 30°C. Os valores são em percentagem de umidade relativa.
[1] Valores aproximados.
Fonte: Hoffmeister (1979).

C COMPATÍVEIS: Podem ser misturados

CL COMPATIBILIDADE LIMITADA: devem se misturados pouco antes da aplicação

I INCOMPATÍVEIS: Não podem ser misturados

	Adubos Orgânicos	Nitrato de Sódio	Nitrato de Potássio	Nitrocálcio	Nitrato de Amônio	Sulfato de Amônio	Uréia	Farinha de Ossos	Fosfatos Naturais	Superfosfato Simples	Superfosfato Triplo	MAP	DAP	Escórias	Termofosfato	Cloreto de Potássio	Sulfato de Potássio	Sulfato de Potássio e Magnésio	Cal Virgem, Hidratada e Calcário Calcinado	Calcários
Adubos Orgânicos	C																			
Nitrato de Sódio	C	C																		
Nitrato de Potássio	C	C	C																	
Nitrocálcio	C	C	C	C																
Nitrato de Amônio	C	C	C	C	C															
Sulfato de Amônio	C	C	C	I	I	C														
Uréia	C	C	C	C	C	C	C													
Farinha de Ossos	C	C	C	C	C	C	C	C												
Fosfatos Naturais	C	C	C	C	C	C	CL	C	C											
Superfosfato Simples	C	C	C	C	C	C	CL	C	C	C										
Superfosfato Triplo	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C									
MAP	C	C	C	C	C	C	C	C	C	CL	CL	C								
DAP	I	C	CL	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I							
Escórias	I	C	CL	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	C						
Termofosfato	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	CL	CL					
Cloreto de Potássio	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	CL	CL	C				
Sulfato de Potássio	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	I	I	C	C			
Sulfato de Potássio e Magnésio	I	C	CL	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	C	C	CL	CL	I		
Cal Virgem, Hidratada e Calcário Calcinado	I	C	CL	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	C	C	CL	CL	C	C	

Observação: dependendo de certas características da uréia, do nitrato de amônio e do teor de cloreto de sódio no cloreto de potássio, as misturas desses pordutos podem apresentar certo grau de incompatibilidade.

Figura 6. Compatibilidade entre vários fertilizantes minerais simples, fertilizantes orgânicos e corretivos de acidez.

Fonte: Lopes (1998).

Empedramento

Empedramento é a cimentação das partículas de fertilizante, formando massas de dimensões muito maiores que as das partículas originais. A causa do empedramento é a formação de pontes cristalinas entre as partículas de fertilizante, as quais atuam como pontos de ligação entre elas.

Ao contrário do que em geral se acredita, o empedramento não é resultado direto da absorção de umidade pelo material durante o armazenamento. Pilhas de sacos protegidas adequadamente contra umidade e sacos do centro das pilhas também empedram. Dentre as causas, a mais provável é o excesso de umidade resultante de seu processamento, possibilitando a ocorrência de uma solução saturada entre os grânulos.

Também contribuem para o empedramento a fragilidade dos grânulos que, ao se quebrarem, resultam em maiores áreas de contato entre eles, a temperatura de estocagem e a altura das pilhas. Em pilhas com 20 sacas ou mais, considerada como uma altura moderada, a pressão de estocagem favorece o empedramento em fertilizantes que já apresentam essa tendência.

Método para a determinação da tendência ao empedramento é descrito por Hoffmeister (1979) e FM (1996).

É interessante distinguir empedramento de compactação. Esta é uma aderência mais fraca ente as partículas, resultante da umidade e da pressão de estocagem, cuja massa se desfaz com certa facilidade retornando ao estado granular original.

Índice Salino

Índice salino é uma propriedade dos fertilizantes que informa sobre sua capacidade de aumentar a pressão osmótica da solução do solo (Quadro 16). O fenômeno da osmose é a movimentação de solvente (água) através de membranas semipermeáveis, no sentido da solução de menor pressão osmótica para a de maior pressão osmótica. Assim, se a pressão osmótica da solução do solo tornar-se superior à da solução celular das raízes, tem-se o caminhamento da água das células para o solo, causando a seca fisiológica. As plantas, sobretudo as mais novas, sentem os efeitos do aumento da salinidade.

Quadro 16. Índice salino de diversos fertilizantes, determinado em relação ao nitrato de sódio, tomado como padrão com índice 100

Fertilizantes	Índice salino
Nitrato de sódio	100
Nitrato de amônio	105
Sulfato de amônio	69
Fosfato monoamônico	30
Fosfato diamônico	34
Nitrocálcio	61
Uréia	75
Amonia anidra	47
Superfosfato simples	8
Superfosfato triplo	10
Cloreto de potássio	116
Sulfato de potássio	46
Sulfato de potássio e magnésio	43

Fonte: Tisdale et al (1985).

CONTROLE DE QUALIDADE DOS FERTILIZANTES MINERAIS

Pela Indústria

O conceito de controle de qualidade industrial atualmente é bastante amplo, extrapolando os aspectos técnicos e abrangendo aspectos psicológicos, sociais, mercadológicos e até de proteção ambiental: é o Controle da Qualidade Total.

É um tipo de controle que está sendo universalizado por meio de normas internacionais: as normas ISO (International Standardization Organization) que, ao serem corretamente adotadas, possibilitarão que a empresa ostente orgulhosamente os CERTIFICADOS ISO: ISO 9.001, ISO 9002, ... ISO 14.000. A tendência é a de que empresas que não possuírem certificação da ISO ficarão fora do mercado.

No aspecto estritamente técnico, o controle da qualidade pela indústria tem por objetivo compatibilizar a maximização da produtividade, da produção e da qualidade do produto com a minimização dos custos de produção. Isso é feito por um conjunto sistemático e metódico de procedimentos que permitem conhecer minuciosamente e administrar todos os fatores envolvidos no processo produtivo.

Esses procedimentos são diferentes em função do tipo de indústria de fertilizante, isto é, produtores de matérias-primas (amônia, rocha fosfatada, ácido sulfúrico e ácido fosfórico), produtores de fertilizantes simples ou produtores de misturas ou misturadores. A Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA), que congrega a maioria das indústrias de fertilizantes do País, publicou, por intermédio do seu Comitê de Qualidade, Manuais Técnicos de Controle de Qualidade para os diferentes tipos de indústrias (Marzinoto Filho et al., 1988; Cerciello et al., 1991; Alcarde, 1999).

O controle da qualidade nas indústrias produtoras de matérias-primas e de fertilizantes simples é bastante mais complexo do que nas indústrias misturadoras. No primeiro caso, o controle deve ser gerenciado por engenheiros químicos ou industriais. No caso das misturadoras e principalmente nas misturadoras de grânulos que representam a maioria dos produtores de fertilizantes, o controle é bastante mais simples, podendo facilmente ser exercido por engenheiros-agrônomos. Aqui reside o fato do interesse direto do setor agronômico pelo controle de qualidade industrial.

Pelo Poder Público: Legislação e Fiscalização

O objetivo desse controle é proteger consumidores (agricultores) e fabricantes corretos dos fabricantes especuladores.

A função do controle pelo poder público é estabelecer as normas para produção e comercialização de fertilizantes: leis, decretos, portarias, etc. (legislação) e orientar e constatar o cumprimento das mesmas (fiscalização).

A legislação brasileira sobre o assunto é constituída pela Lei nº 6.894/80, alterada pela Lei nº 6.934/81, pelo Decreto nº 4954 de 14/01/2004, e por diversas instruções normativas, portarias e circulares, todas do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Essa legislação contempla as definições dos produtos e seus constituintes e suas classificações; caracteriza os estabelecimentos produtores e comerciais; normatiza o registro dos estabelecimentos e dos produtos; estabelece um mínimo para alguns atributos de qualidade dos produtos; exige garantias assim como contempla tolerâncias para as mesmas; prevê penalidades para àqueles que infligirem a legislação; normatiza a fiscalização e adota uma metodologia oficial de análise muito semelhante à da Associação Oficial dos Químicos Analíticos dos Estados Unidos da América do Norte (Cuniif, 1995).

A fiscalização brasileira tem-se restringido em coletar amostras e constatar suas garantias: multar em caso de desacordo. Deveria também sistematicamente vistoriar as instalações, analisar o sistema de controle de qualidade adotado e se o mesmo está cumprindo seus objetivos por meio dos registros dos resultados do controle e principalmente exercer uma função orientadora no caso dos pequenos produtores que são em grande número. Para isso o fiscal necessita de conhecimentos no assunto. A

fiscalização é de responsabilidade do Ministério da Agricultura e Reforma Agrária, em âmbito nacional. O Estado do Paraná vem também executando uma fiscalização paralela própria, ao nível de comércio. A fiscalização é exercida por engenheiros-agrônomos.

Pelo Consumidor

O objetivo desse controle é se proteger. Começa pela escolha de uma empresa produtora conceituada no mercado, continua por uma negociação sobre exigência de qualidade e preço e termina pela análise da qualidade do produto recebido.

Para tanto, é fundamental a correta coleta da amostra, de maneira que ela seja representativa do lote (Brasil, 2007). Basicamente separa-se aleatoriamente 10 % dos sacos do lote e retira-se uma pequena quantidade de adubo de cada saco, colocando todas em um recipiente limpo, homogeneizadas e, do todo, retira-se uma quantidade aproximada de 250 g que deve ser colocada em saquinho plástico bem fechado. Em seguida essa amostra deve ser enviada a um laboratório capacitado a executar análise de fertilizantes, visto que não é qualquer laboratório que tem essa credencial.

Qualquer divergência entre o produto combinado na compra e o produto recebido deve ter sua solução buscada primeiramente com o fornecedor do produto, procedimento esse que chega a bom termo na maioria dos casos; caso contrário, deve-se apelar para a fiscalização.

PRODUÇÃO DE FERTILIZANTES MINERAIS

Um esboço sobre as formas e técnicas de produção dos fertilizantes minerais está descrito na relação dos fertilizantes mencionados nos quadros 1 a 7.

Para os principais fertilizantes nitrogenados, as rotas básicas de produção estão esquematizadas na figura 7.

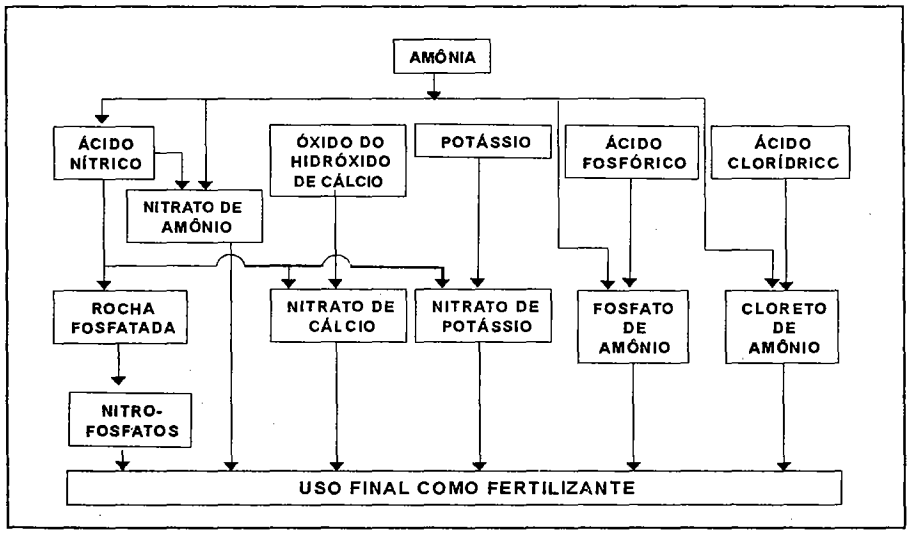


Figura 7. Rotas básicas de produção de fertilizantes nitrogenados.

Para os principais fertilizantes fosfatados, as rotas básicas de produção estão esquematizadas na figura 8.

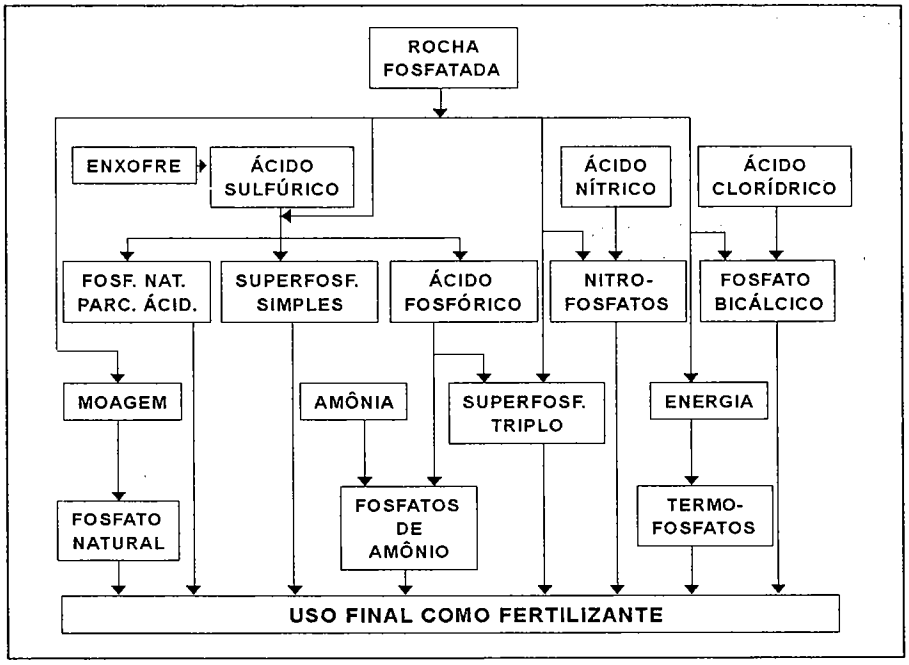


Figura 8. Rotas básicas de produção de fertilizantes fosfatados.

MISTURA DE FERTILIZANTES

Legislação sobre o Assunto

A legislação que regulamenta a fabricação, uso e comercialização de fertilizantes no País diz que:

Os fertilizantes mistos ou complexos (misturas) são produtos que contêm NPK, NP, NK ou PK.

A soma dos teores percentuais de N total, P_2O_5 solúvel em citrato neutro de amônio (CNA)[2] mais água, ou em ácido cítrico a 2 % (20 g L^{-1}), na relação 1:100, e K_2O solúvel em água deverá ser igual ou superior a 24 %. Os teores de N, P_2O_5 e K_2O das misturas NPK são expressas em números inteiros.

[2] Na mesma amostra do fertilizante é feita a extração do P solúvel em água e, após esta extração, na amostra residual, é feita uma extração adicional com CNA. Dado o efeito complexante do citrato com o Ca e a estabilidade deste complexo nas condições de pH na faixa da neutralidade, há a extração de formas adicionais de P não-solúveis apenas em água, na primeira extração (veja quadro 7, do capítulo VIII). Com essas duas extrações têm-se o P solúvel em água, da primeira extração, e o P solúvel em CNA, da segunda, tendo-se também, pela somatória, o P solúvel em água mais o solúvel em CNA (P solúvel em CNA mais água).

Para as misturas que contiverem fosfato natural ou fosfato natural reativo, termofosfato, escória de desfosforação e farinha de ossos, os teores de P_2O_5 são expressos nas formas:

- Teor total (somente para os produtos de natureza física pó ou farelo;
- Teor solúvel em ácido cítrico a 2 %, relação 1:100;
- Teor solúvel em água, somente para os produtos que contiverem como fonte fornecedora de P fosfatos acidulados.

Para esses casos, fará parte do índice NPK, NP ou PK dessas misturas apenas as percentagens de P_2O_5 solúvel em ácido cítrico a 2 %, relação 1:100.

Cálculos de Misturas

Embora cálculos de misturas de fertilizantes sejam bastante simples, alguns exemplos deles são apresentados a seguir, dada a sua importância à formação básica de profissionais de ciências agrárias, de modo geral.

a) Preparar uma tonelada da mistura 4–12–8, a partir de sulfato de amônio, superfosfato simples e cloreto de potássio.

1.000 kg	40 kg de N
	120 kg de P_2O_5
	80 kg K_2O

100 kg sulf. de amônio _____ 20 kg de N
X _____ 40 kg de N
X = 200 kg de Sulfato de amônio

100 kg superf. Simples _____ 20 kg de P_2O_5
Y _____ 120 kg de P_2O_5
Y = 600 kg de superfosfato simples

100 kg Cloreto de K _____ 60 kg K_2O
Z _____ 80 kg K_2O
Z = 133 kg de cloreto de potássio

Mistura : 200 + 600 + 133 $\rightarrow$ 933 kg

1.000–933 = 67 kg de "enchimento" (esterco seco, turfa, gesso, etc)

b) Preparar uma tonelada da mistura 10–10–10.

- Usando-se sulfato de amônio + superfosfato simples, chega-se, apenas com estes dois fertilizantes, a 1.000 kg (e o K).

• Usando-se sulfato de amônio + superfosfato triplo, chega-se a:

500,0 kg de sulfato de amônio
222,2 kg de superfosfato triplo
166,7 kg de cloreto de K

Mistura = 888,9 kg

"Enchimento" = 1000 kg – 888,9 kg = 111,1 kg

c) Preparar uma tonelada da mistura 12–10–10, usando sulfato de amônio, uréia, superfosfato simples e cloreto de potássio, devendo os dois nitrogenados ser utilizados em uma proporção tal que não haja necessidade de enchimento.

1.000 kg	120 kg de N
	100 kg de P_2O_5
	100 kg de K_2O

100 kg superf. Simples 20 kg de P_2O_5

X100 kg de P_2O_5

X = 500 kg de superfosfato simples

100 kg Cloreto de K _____ 60 kg K_2O

Y _____ 100 kg K_2O

Y = 166,7 kg de cloreto de potássio

500 + 166,7 = 666,7 kg

1.000 kg – 666,7 kg = 333,3 kg a serem aplicados em uma mistura dos dois nitrogenados.

X + Y = 333,3 kg

(X = uréia e Y = sulfato de amônio)

(45/100) X + (20/100) Y = 120 kg de N

Resolvendo o sistema:

X = 213,3 kg uréia

Y = 120,0 kg de sulfato de amônio.

d) Preparar uma tonelada da fórmula 10–10–10 a partir de 500 kg de 4–14–8, uréia, superfosfato simples e cloreto de potássio.

1.000 kg	100 kg de N
10–10–10	100 kg de P_2O_5
	100 kg de K_2O

500 kg	20 kg de N
4–14–8	70 kg de P_2O_5
	40 kg de K_2O

Deverão ser acrescentados:

100–20 = 80 kg de N ou

80 x (100/45) = 177,8 kg de uréia

100–70 = 30 kg P_2O_5 ou

30 x (100/20) = 150 kg de superf. simples

100–40 = 60 kg de K_2O ou

60 x (100/60) = 100 kg de cloreto de K

e, 1.000 – (500 + 177,8 + 150 + 100) = 72,2 kg de enchimento

A indústria de fertilizantes dispõe de programas de computação que permitem o estabelecimento de diferentes pré-condições como: combinação de formas e fontes de nutrientes, presença de nutrientes secundários e, ou, de micronutrientes[3], combinação de fontes que otimize os custos das misturas, compatibilidade entre as fontes, etc.

LITERATURA CITADA

ABREU JUNIOR, C.H.; BOARETTO, A.E.; MURAOKA, T. & KIEHL, J.C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: Propriedades químicas do solo e produção vegetal. In: TORRADO, P.V.; ALLEONI, L.R.F.; COOPER, M.; SILVA, A.P. & CARDOSO, E.J., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v.4. p.391-470.

ALCARDE, J.C. Manual de controle de qualidade numa Indústria misturadora de fertilizantes. São Paulo, ANDA, 1999. 47p.

ALCARDE, J.C. Metodologia de análise de fertilizantes e corretivos. Piracicaba, IAA/ PLANALSUCAR, 1979. 279p. (Curso de Treinamento aos Técnicos do Centro de Análises do PLANALSUCAR)

ALCARDE, J.C.; GUIDOLIN, J.A. & LOPES, A.S. Os adubos e a eficiência das adubações. São Paulo, ANDA, 1989a. 35p. (ANDA, Boletim Técnico, 3)

ALCARDE, J.C.; MALAVOLTA, E.; BORGES, A.L.; MUNIZ, A.S.; VELOSO, C.A.; FABRÍCIO, A.C. & VIEGAS, I.J.M. Avaliação da higroscopicidade de fertilizantes e corretivos. Sci. Agric., 49:137-147, 1992.

[3] Os micronutrientes nas misturas têm suas garantias expressas em teores totais, como manda a lei.

XIII - AVALIAÇÃO DA FERTILIDADE DO SOLO E RECOMENDAÇÃO DE FERTILIZANTES

Reinaldo Bertola Cantarutti[1/], Nairam Félix de Barros[1/], Hermínia Emilia Prieto Martinez[2/] & Roberto Ferreira Novais[1/]

[1/] Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa – UFV. Av. PH Rolfs, s/n, CEP 36570-000 Viçosa (MG).
cantarutti@ufv.br; nfbarros@ufv.br; rfnovais@ufv.br

[2/] Departamento de Fitotecnia, Universidade Federal de Viçosa – UFV.
herminia@ufv.br

Conteúdo

INTRODUÇÃO 770

MÉTODOS BASEADOS NA ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO 772
- Seleção do Método de Análise Química do Solo – "Correlação" 773
- Calibração do Método de Análise Química do Solo - "Calibração" 778
- Amostragem de Solo 785
  - Fundamentos da Amostragem 785
  - Fundamentos da Amostragem de Solo 786
  - Procedimento da Amostragem do Solo 792
- Sistemas de Interpretação de Análise de Solo e Fertilizantes 796
  - Tabelas de Interpretação 797
  - Tabelas de Recomendações de Fertilizantes 801
  - Sistema Simplificado de Interpretação de Análise de Solo e Recomendação de Corretivos e Fertilizantes 805
- Sistemas de Recomendação de Fertilizantes com Base em Modelagem 811
  - Sistemas FERTICALC e NUTRICALC 812

MÉTODOS COM BASE NO ESTADO NUTRICIONAL DAS PLANTAS 817
- Diagnose Visual 817
  - Nitrogênio 818
  - Cálcio 818

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

Magnésio 820
Enxofre 820
Ferro 820
Manganês 820
Boro 820
Molibdênio 821
Zinco 821
Cloro 821
Diagnóstico com Base na Análise de Tecidos 821
Fatores que Influem na Relação entre Teor de Nutrientes e Crescimento ou Produção 823
Fatores Pertinentes à Planta 823
Obtenção dos Padrões de Referência ou Normas 824
Escolha do Tecido 825
Amostragem, Preparo das Amostras e Análise do Tecido Vegetal 826
Coleta das Amostras 826
Preparo e Remessa das Amostras ao Laboratório 826
Interpretação dos Resultados da Análise Foliar 829
Nível Crítico e Faixa de Suficiência 830
Fertigramas 834
Desvio do Percentual Ótimo - DOP 835
Índices Balanceados de Kenworthy 836
Sistema Integrado de Diagnose e Recomendação - DRIS 837
Potencial de Resposta à Adubação 841
Diagnose da Composição Nutricional – CND 842
Outras Técnicas de Diagnóstico 844
Determinação de Frações Ativas ou Solúveis 844
Métodos Bioquímicos e Enzimáticos 844
LITERATURA CITADA 845

INTRODUÇÃO

A fertilidade do solo é, naturalmente, associada com o crescimento e o desenvolvimento das plantas, o que, no entanto, não é suficiente para conceituá-la, considerando que a produtividade é conseqüência da interação de vários fatores (veja capítulo II). Fertilidade tem sido conceituada como a capacidade de o solo ceder nutrientes para as plantas. Este conceito é simplista, pois o solo não tem um "comportamento" passivo (fonte) em relação às plantas (dreno). A relação solo-planta com respeito aos nutrientes é, com maior ou menor intensidade, competitiva. É de amplo conhecimento que solos em avançado estádio de intemperismo, com uma fração argila predominantemente oxídica, são fortes drenos para o P, em virtude da sua elevada capacidade de adsorção deste nutriente (veja capítulo VIII). Alterações no pH da rizosfera, síntese de fosfatases e associação com fungos micorrízicos são exemplos de recursos que tornam as plantas mais eficientes na aquisição do P, superando a restrição desses solos em ceder. A simbiose com bactérias do gênero *Rhizobium* é um exemplo extremo, que permite às leguminosas superarem a limitação da maioria dos solos em lhes ceder N.

Diante da dificuldade de conceituação, usualmente relaciona-se a fertilidade do solo com a disponibilidade dos nutrientes, que pode ser considerada a quantidade de nutrientes que a planta pode absorver durante o seu ciclo de vida (Raij, 1991; Alvarez V., 1996). O caráter condicional – pode absorver – justifica-se porque a quantidade absorvida é, de fato, uma fração de formas químicas dos nutrientes que alcançam, via mecanismo de transporte, os sítios de absorção do sistema radicular (veja capítulo IV).

Conclui-se que fertilidade, como ciência ou disciplina, é complexa, demandando a integração de conhecimentos básicos de biologia, física e química do solo e visa, também, ao desenvolvimento de práticas de manejo dos nutrientes que foquem não só altas produtividades, mas também a proteção ambiental (Sims, 1999).

Neste contexto, é fundamental a avaliação da fertilidade, que tem por objetivo quantificar a capacidade de os solos suprirem nutrientes para o ótimo crescimento e desenvolvimento das plantas. Apesar de, em termos objetivos, buscar-se quantificar a disponibilidade dos nutrientes, a avaliação da fertilidade tem um enfoque mais amplo. Outros fatores que limitam a produtividade, tais como acidez, salinidade, elementos fitotóxicos, potencial genético da planta e condições climáticas, devem ser identificados (veja capítulo II).

Em uma visão atual, a avaliação da fertilidade do solo ultrapassa os limites da produção agrícola, sendo fundamental para o futuro da produção global, quer na identificação de novas áreas com potencial para serem incorporadas aos sistemas produtivos, quer no aumento de produtividade das áreas já em uso (veja capítulo I). Adicionalmente, a avaliação da fertilidade é indispensável à recuperação de áreas intensamente perturbadas pela atividade humana – áreas afetadas pela mineração, construção de estradas e grandes obras, etc. (veja capítulo XVII). Nessas condições, a produtividade máxima nem sempre é o foco, mas, sim, a estabilidade da cobertura vegetal, o aumento da atividade microbiana para a degradação de contaminantes orgânicos e a fitorremediação para mitigação de contaminantes inorgânicos e metais pesados.

A avaliação da fertilidade envolve, em síntese, processos de amostragem, métodos de análise, técnicas de diagnóstico dos resultados e modelos de interpretação e de recomendação de corretivos e fertilizantes. Diante da elevada variabilidade espacial das populações – solo e planta – requerem-se criteriosas técnicas de amostragem para um diagnóstico o mais exato possível. Esse diagnóstico pode ser feito em campo, observando, por exemplo, o crescimento da planta, os sintomas de deficiência decorrentes da limitação por algum nutriente ou de toxidez resultante de excessos de nutrientes ou de elementos fitotóxicos como o Al (veja capítulo V).

A interpretação e a recomendação de corretivos e de fertilizantes se fazem por meio de modelos empíricos ou teóricos[1]. Atualmente, os modelos em uso são essencialmente empíricos, relacionando os indicadores de diagnóstico, como as análises químicas da

---

[1] O conhecimento envolvido na construção de modelos empíricos deriva de experimentos ou da observação de fenômenos. Modelos teóricos fundamentam-se no conhecimento científico dos princípios, ou seja, dos mecanismos. São os modelos mecanísticos.

planta e do solo, com a resposta da planta. O modelo mais difundido utiliza a análise de solo como técnica de diagnóstico e fundamenta-se na identificação da classe de fertilidade em que o solo se enquadra e na recomendação com base em tabelas de fertilização. Mais recentemente, tem sido impulsionado o desenvolvimento de modelos fundamentados no balanço nutricional, que, em síntese, empregam resultados de análise química de solo e a demanda nutricional da planta para determinada produtividade esperada. Dependendo do grau de sofisticação, tais modelos podem ter maior ou menor caráter mecanístico.

Quando a técnica de diagnóstico empregada é a análise de planta, o modelo mais simples fundamenta-se na verificação da suficiência ou não dos teores dos nutrientes na planta, com base nos níveis críticos, já estabelecidos. Desvio Percentual Ótimo (DPO), Índices Balanceados de Kenworthy e Sistema Integrado de Diagnose e Recomendação (DRIS) são exemplos de modelos empíricos utilizados.

MÉTODOS BASEADOS NA ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO

A avaliação da fertilidade do solo por meio da análise química de sua amostra requer não só métodos rápidos de análise, que produzam indicadores da disponibilidade de nutrientes, da salinidade ou da fitotoxidez, mas também critérios de interpretação dos resultados e de recomendação de corretivos e de fertilizantes (Sims, 1999). Além da rapidez, esse modelo tem a vantagem de predizer a disponibilidade de nutrientes ou o excesso de elementos tóxicos no solo, antes do cultivo, tendo caráter preditivo (Tisdale et al., 1984).

O método de análise química de solo fundamenta-se no uso de extratores químicos. Extratores são soluções ou substâncias que removem do solo, por complexação, desorção, solubilização, troca iônica ou hidrólise, formas químicas dos nutrientes consideradas disponíveis para a planta, ou de elementos químicos promotores de salinização do solo ou de toxidez para as plantas. Uma fração das quantidades extraídas encontra-se na solução do solo (fração ativa ou fator intensidade). A maior fração, no entanto, encontra-se integrada à fase sólida, em equilíbrio com a fração ativa, responsável pela reposição na solução do solo (fração lábil ou fator quantidade – veja capítulo IV). O método de análise química de solo inclui, além do extrator, os demais procedimentos que o caracterizam, tais como: a relação entre a massa ou volume de solo e o da solução extratora, a forma e o tempo de agitação – tempo de reação ou de equilíbrio – filtração ou decantação da suspensão solo-extrator e o método de dosagem analítica do nutriente ou do elemento químico de interesse.

A construção desse modelo de avaliação da fertilidade do solo requer duas etapas: a seleção do método de análise (correlação) e a calibração de seus resultados, estabelecendo-se critérios de diagnóstico e a quantidade (dose) de corretivos ou de fertilizantes a ser recomendada.

Seleção do Método de Análise Química do Solo – "Correlação"

O teor de um nutriente disponível no solo é aquele cujas alterações proporcionam variações no crescimento da planta. A disponibilidade de um nutriente no solo depende da forma química em que se encontra, das condições climáticas, da disponibilidade de outros nutrientes e da capacidade da planta na sua absorção que é influenciada, dentre outros fatores, pelo crescimento do sistema radicular e pela idade da planta (Raij & Quaggio, 1983). O teor do nutriente disponível normalmente não representa sua quantidade absorvida pela planta. A quantidade absorvida é uma fração que pode ser maior ou menor do que a disponível. A planta, ao integrar os efeitos de solo, de clima, de manejo, dentre outros, constitui a melhor medida (referencial) da disponibilidade dos nutrientes, sendo o seu conteúdo do nutriente considerado referência. A quantidade do nutriente absorvida pela planta durante o seu ciclo de vida, ou em determinado período de tempo, dá, portanto, uma dimensão concreta ao conceito de disponibilidade (Alvarez V., 1996).

O teor do nutriente extraído pelo método de análise química – nutriente recuperado – será indicador da disponibilidade se apresentar correlação significativa com algum indicador da planta, como a quantidade do nutriente absorvida ou a produção (Bray, 1948; Corey, 1987). O teor do nutriente na planta não é uma variável recomendada para estabelecer essa correlação com o teor do nutriente no solo para avaliar determinado método, por ser uma medida sujeita a superestimação (efeito de concentração ou "consumo de luxo"[2]) ou subestimação (efeito de diluição[3]) na planta. A análise de correlação determina se as variações na produção ou no conteúdo do nutriente são proporcionais aos teores extraídos pelo método de análise (Figura 1). Surge, portanto, uma dimensão operacional para o conceito de disponibilidade – teor do nutriente recuperado pelo método de análise que se correlaciona com o conteúdo do nutriente na planta ou com o seu crescimento (Alvarez V., 1996).

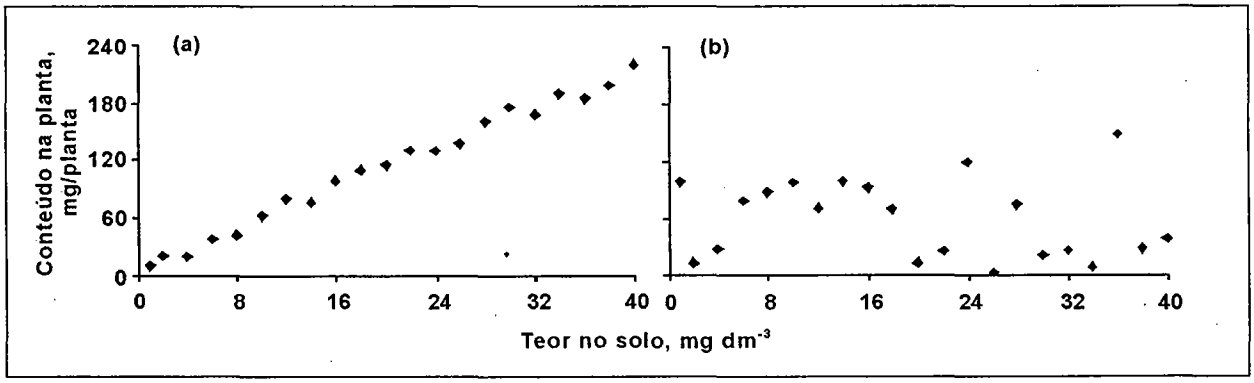


Figura 1. Relação entre o conteúdo de nutriente na planta de acordo com o teor do nutriente no solo, caracterizando correlação alta (a) e baixa ou não-significativa (b).

---

[2] Expressão muito utilizada para K que, em casos de elevada disponibilidade no solo, a planta pode absorvê-lo em quantidades superiores à sua demanda metabólica.

[3] Acontece, por exemplo, quando o acúmulo de biomassa em uma planta é superior, relativamente, à quantidade do nutriente absorvida.

Para maior funcionalidade deste modelo de avaliação da fertilidade, os métodos de análise química do solo devem ser os mais universais possível, isto é, aplicáveis a uma ampla variação de propriedades de solo e de planta. Para isso, no processo de seleção de métodos de análise, devem ser empregados solos com ampla variação quanto à classe taxonômica, mineralogia, classe textural, teor de matéria orgânica e, certamente, disponibilidade do nutriente em estudo.

Para a seleção de métodos de análise de solo, requer-se ampla base de dados. Nesta fase de seleção ou de correlação, experimentos em casa de vegetação são de grande utilidade por possibilitarem a obtenção de resultados com grande número de solos, de forma rápida e econômica e com maior controle de outras variáveis, tais como: clima (temperatura, água), variabilidade na disponibilidade de outros nutrientes, etc. Nesses experimentos, utiliza-se, usualmente, uma espécie de planta teste – planta indicadora para obter a medida da disponibilidade real do nutriente (quantidade absorvida). No entanto, é importante considerar que há diferenças entre espécies quanto à sensibilidade à disponibilidade do nutriente. Bataglia & Raij (1989) verificaram, por exemplo, que não houve correlação significativa entre os teores de Cu extraídos pelos métodos DPTA (1:2), EDTA (1:4), Mehlich-1 (1:4) e HCl (1:4) (veja capítulo XI) com o Cu absorvido pelo girassol, porém houve correlação significativa com a quantidade absorvida pelo sorgo. Os tratamentos nesses experimentos são os solos, que devem ser em número suficiente para assegurar maior abrangência e acurácia do método de análise. É importante que, além de ampla, a variação da disponibilidade do nutriente se aproxime da distribuição normal, considerando ser esta uma das pressuposições para a análise de correlação (Danke & Olson, 1990).

A estrutura experimental pode, também, ser constituída por dois tratamentos: com (+ Nutr) e sem (- Nutr) a adição do nutriente em estudo, empregando-se, no primeiro caso, uma dose adequada[4] (Bray, 1948). Em ambos os tratamentos, os demais nutrientes são aplicados em doses adequadas, assim como os demais fatores de produção controláveis são mantidos em níveis satisfatórios. Além da produção em termos absolutos, estima-se a produção relativa (PR, em %):

$$PR = \frac{\text{Produção da cultura no tratamento - Nutr}}{\text{Produção da cultura no tratamento + Nutr}} \; 100$$

que caracteriza o potencial de resposta da cultura à aplicação do nutriente - quanto menor a PR, maior a limitação (disponibilidade) do nutriente e maior o potencial de resposta à sua aplicação.

A análise de correlação, estabelecida matematicamente, determina a intensidade da relação linear entre duas variáveis aleatórias e dependentes (Neter et al., 1996). A produção absoluta ou relativa de uma planta ou a absorção do nutriente (variável y) e o

[4] A idéia de dose adequada é subjetiva. Na prática, trabalha-se com uma dose elevada, mas que não seja excessiva para causar toxidez ou desequilíbrio nutricional.

teor desse nutriente extraído por um método de análise (variável x) atendem a essas premissas. A intensidade da correlação é expressa pelo coeficiente de correlação – coeficiente de correlação de Pearson (r):

$$r = \frac{s_{xy}}{(s_{xx}\, s_{yy})^{1/2}}$$

em que s_{xx} e s_{yy} são os desvios-padrão das variáveis x e y, respectivamente, e s_{xy} é a covariância entre as variáveis. Se há baixa associação linear entre as variáveis, o coeficiente de correlação tenderá para zero e, se alta e positiva ou negativa, ele tende para +1 ou -1, respectivamente.

Com dados provenientes de experimentos com os dois tratamentos com e sem a adição do nutriente, como descrito anteriormente, a correlação pode ser feita graficamente de acordo com procedimento desenvolvido por Cate & Nelson (1965). O método consiste na plotagem em um par de eixos cartesianos a produção relativa da cultura – PR – (variável y) *versus* os respectivos teores do nutriente no solo extraído pelo método de análise (variável x) (Figura 2a). Traça-se sobre o gráfico um par de linhas, de modo a definir quadrantes, alocando-as de modo que o maior número de pontos se distribua nos dois quadrantes positivos (esquerdo inferior e direito superior) (Figura 2b). Se a maioria dos pontos distribui-se nos dois quadrantes positivos há boa correlação. Por outro lado, se grande número de pontos enquadra-se fora dos quadrantes positivos, o método não é eficiente para estimar a disponibilidade do nutriente no solo. A linha horizontal localiza-se, em geral, entre 80 e 90 % da produção relativa. Os pontos distribuídos no quadrante inferior positivo evidenciam uma relação direta entre o aumento do teor de nutriente e o potencial de resposta (baixa PR, alto potencial de resposta), enquanto os distribuídos no quadrante superior positivo evidenciam uma diminuição no potencial de resposta com o aumento dos teores. Isto significa que o teor está bem correlacionado com a resposta da cultura, ou seja, o método de análise tem boa capacidade de predição da disponibilidade do nutriente no solo ou, em outras palavras, da resposta da cultura à adubação com o nutriente. Este método indica, visualmente, dados fora do padrão esperado – *outlying* – como, por exemplo, os solos identificados pelos pontos no quadrante esquerdo superior (Figura 2b). Estes solos requerem estudos complementares para explicar a razão para o desvio do esperado. A projeção da linha vertical no eixo da variável x indica o teor do nutriente no solo que diferencia as duas populações: uma à esquerda e outra à direita da linha, reunindo solos com alta e báixa probabilidade de resposta à fertilização com o nutriente, respectivamente. Este teor é denominado nível crítico e é um passo necessário ao processo de calibração que será visto mais à frente.

Se os estudos preliminares evidenciam que o método de análise do nutriente extraível ou disponível do solo apresenta desempenho satisfatório, experimentos de campo são necessários para avaliar a exatidão com que ele estima a disponibilidade em condições normais de crescimento das culturas, onde interagem, simultaneamente, os vários componentes do sistema de produção (Sims, 1999). Esses experimentos devem, também, ser em número suficiente para incluir solos com diferentes características e ampla variação quanto à disponibilidade do nutriente, assim como utilizar diferentes culturas.

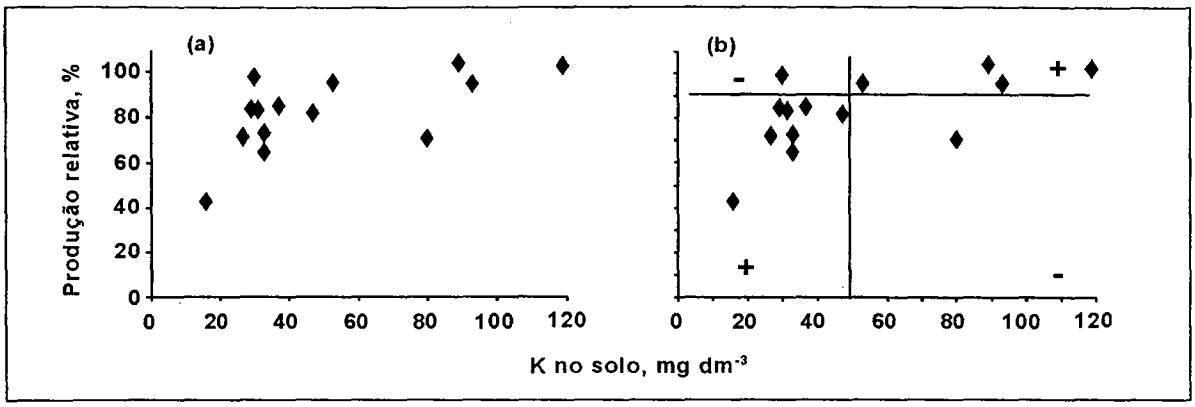


Figura 2. Relação entre produção relativa para a matéria seca de plantas de eucalipto, crescidas em vasos, e teores de potássio extraídos por Melhich-1.

Fonte: Adaptado de Prezotti (1985).

Experimentos com aplicação de doses do nutriente são úteis por possibilitarem a geração de dados necessários, tanto para a análise de correlação, como para a calibração propriamente dita do método (Danke & Olson, 1990). Nesses experimentos, devem-se utilizar pelo menos cinco doses, dentre as quais a ausência de aplicação do nutriente (testemunha). O intervalo entre as doses deve ser relativamente pequeno, mas deve ter uma amplitude que possibilite caracterizar a dose a partir da qual não há mais resposta da planta. Além disso, esses experimentos devem ser repetidos em vários anos, para aumentar a confiança na aplicabilidade do método. Ressalta-se, no entanto, que experimentos de campo podem resultar em menores coeficientes de correlação, devidos às variáveis não controladas, como as ambientais. A correlação pode ser melhorada, utilizando-se a produção relativa, em lugar da produção absoluta ou a quantidade do nutriente absorvido, visto que se elimina ou minimiza a influência de variáveis não controladas. A produção relativa aqui é expressa em relação à produção máxima alcançada em cada experimento.

Diante do tempo e recurso demandados com experimentos para estudos de correlação, a avaliação preliminar de novos extratores pode fundamentar-se nas determinações químicas e sua correlação com resultados obtidos com extratores de uso já consagrado. Resultados de estudos realizados com o extrator Mehlich-1, com o propósito de avaliar a disponibilidade de P e K, correlacionaram-se com os obtidos com extratores como Mehlich-3, Bray-1, NH_4OAc 1 mol L^{-1} (Hanlon & Johnson, 1984; Sims, 1993). Experimentos de casa de vegetação e campo, como descritos anteriormente, no entanto, são necessários para validação da eficácia de novos métodos.

A análise de regressão possibilita estabelecer equações de regressão que estimam a produção ou a absorção do nutriente a partir do teor da análise do solo. Outras variáveis que interferem na absorção do nutriente (pH, textura, matéria orgânica, etc.) podem ser incluídas em regressões múltiplas. Busca-se, portanto, maior correlação e melhor capacidade de predição da equação de regressão. Haq & Miller (1972) verificaram que o coeficiente de determinação da regressão que estimava a absorção de Zn por plantas de milho a partir dos teores de Zn extraídos pelas soluções de EDTA + $(NH_4)_2CO_3$, DPTA,

EDDHA ou Mehlich-1 aumentou de 0,45 para 0,75 com a inclusão do pH em uma equação de regressão múltipla.

A sensibilidade do método, que demonstra sua capacidade de recuperar o nutriente diante do aumento de sua disponibilidade, é outra característica importante. O aumento da disponibilidade é conseguido com a adição de doses do nutriente em questão. Assim, utilizam-se, por exemplo, amostras de solos que receberam doses crescentes do nutriente, tanto de experimentos de campo como de casa de vegetação, aqueles da fase de calibração. Regressão estabelecida entre os teores do nutriente extraído pelo método de análise (variável y) e as doses do nutriente aplicadas (variável x) possibilita estimar a capacidade de recuperação do método. Prezotti (1985), por exemplo, constatou que a capacidade de recuperação de K pelos extratores Mehlich-1, Bray-1 e NH_4OAC decresceu com o teor de argila dos solos, decorrente da maior capacidade de adsorção do K nos solos argilosos.

Os teores de P obtidos com os extratores Mehlich-1, Bray-1 e Resina de Troca Aniônica correlacionam-se, em geral, significativamente, com indicadores de crescimento da planta – produção de matéria seca e P absorvido (Freire et al., 1979; Muniz et al., 1985; Novais et al., 1988; Viégas, 1991). A capacidade de extração do Mehlich-1 e do Bray-1, que são de natureza ácida, no entanto, correlaciona-se negativamente com o teor de argila, com a capacidade máxima de adsorção de P e, positivamente, com o P remanescente (ver capítulo VIII), características estas relacionadas com o fator capacidade de P do solo (Freire et al., 1979; Muniz et al., 1985; Viégas, 1991). Freire et al. (1979) constataram que a capacidade de recuperação de P pelos extratores Mehlich-1 e Bray-2 diminuiu significativamente (r = - 0,96) com o aumento do teor de argila, para Latossolos com teor de argila de 180 a 748 g kg^{-1} (Figura 3). Muniz et al. (1985) verificou que a capacidade de extração do Mehlich-1, Bray-1 e Bray-2 reduziu-se significativamente com o aumento da capacidade máxima de adsorção de P (r = -0,74) e aumentou (r = 0,72) com o aumento do valor de P remanescente. A diminuição da capacidade de extração nos solos com maior fator capacidade deve-se ao desgaste que o extrator sofre, decorrente do tamponamento de parte de sua acidez e da adsorção de seu ânion constituinte, que promoveria a extração do P adsorvido (veja capítulo VIII). Na seqüência, será demonstrado como esta característica influencia a calibração do método.

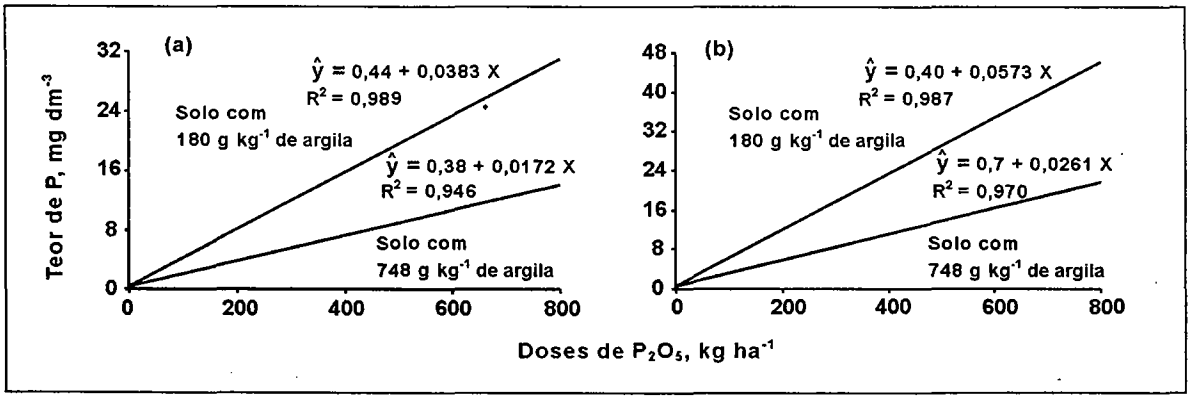


Figura 3. Teores de fósforo extraídos pelo extrator Mehlich-1 (a) e Bray-2 (b) de acordo com doses de fósforo aplicadas em dois Latossolos com diferentes teores de argila.
Fonte: Freire et al. (1979).

Calibração do Método de Análise Química do Solo - "Calibração"

Os estudos de correlação asseguram que um método de análise de solo determina teores disponíveis de um nutriente, o que, no entanto, não é suficiente para que seja utilizado no diagnóstico e correção da fertilidade do solo. Para tanto, torna-se necessário estabelecer valores de referência para a disponibilidade dos nutrientes e a definição de suas doses a serem aplicadas, fundamentadas em uma expectativa de resposta, de acordo com o diagnóstico da fertilidade. Assim, a construção deste modelo de diagnóstico e recomendação de fertilizantes é completada com a calibração do método de análise.

A calibração tem por objetivos definir níveis críticos, classes de fertilidade ou de disponibilidade do nutriente e doses dos nutrientes para serem aplicadas, quando necessárias. Com a calibração, busca-se o relacionamento matemático do teor do nutriente extraído pelo método e a resposta da planta à adição do nutriente (Sims, 1993).

Para a calibração são necessários experimentos de campo em que interagem os fatores que influem na fertilidade do solo e na nutrição da planta. Com esses experimentos, define-se a resposta das culturas às doses dos nutrientes ou, mais concretamente, a resposta ao aumento da disponibilidade dos nutrientes no solo.

Experimentos de campo constituídos pelos tratamentos com (+ Nutr) e sem (- Nutr), como já descrito anteriormente, são alternativas simples, usadas no início do desenvolvimento deste modelo por Bray (1948) e, ainda, aplicáveis para estudos preliminares. Os demais nutrientes, assim como os fatores de produção controláveis, devem ser mantidos em níveis adequados. Os tratamentos devem ser repetidos três ou quatro vezes, de acordo com desenho experimental que proporcione maior controle das variáveis ambientais. Eles devem ser repetidos em diferentes locais de modo a incluir a máxima variação de solo e em anos sucessivos, possibilitando cobrir as variações climáticas comuns na região. Além da produção, obtêm-se os teores do nutriente no solo do tratamento - Nutr, extraídos pelo método de análise que está sendo calibrado. A produção da planta do tratamento - Nutr pode ser utilizada em termos absolutos ou relativos (PR) à produção do tratamento + Nutr. A PR diminui a interferência de variáveis não controladas (Danke & Olson, 1990), o que possibilita reunir em uma única base de dados resultados de experimentos realizados em diferentes condições – locais, épocas, variedades, etc.

Nessas circunstâncias, a análise gráfica desenvolvida por Cate & Nelson (1965) (Figura 2b), além de evidenciar a correlação entre os teores do nutriente extraído pelo método de análise e a produção, possibilita um primeiro passo para a calibração. A linha horizontal do quadrante dessa figura localiza-se, em geral, entre 80 e 90 % de produção relativa, que é, usualmente, considerada a produção de máxima eficiência econômica. Isso, no entanto, nem sempre é válido, considerando que a máxima eficiência econômica é inerente ao valor econômico do produto e à eficiência econômica do sistema de produção. A linha vertical projetada no eixo da variável x indica o teor do nutriente no solo que diferencia as duas populações de dados (solos), denominado nível crítico (NC), como já comentado. Para os solos com teor do nutriente abaixo (PR < 80 a 90 %) e acima (PR > 80 a 90 %) do NC, verifica-se alta e baixa probabilidade de resposta à sua

aplicação, respectivamente. O NC pode ser, portanto, conceituado como o teor do nutriente no solo, extraído pelo método de análise que discrimina solos com baixa e alta probabilidade de resposta à adubação, ou que determina 80 a 90 % da produção máxima. Em razão de sua natureza gráfica, há certa imprecisão na definição do NC nesse processo, como no exemplo ilustrado na figura 2b, em que ele está em torno de 50 mg dm^{-3} de K.

A inexatidão do processo gráfico na definição das duas populações pode ser superada pelo método estatístico iterativo desenvolvido por Cate & Nelson (1971). Para os cálculos de acordo com este processo os dados experimentais são dispostos em ordem crescente do teor no nutriente no solo (variável x) extraído pelo método de análise, acompanhados das respectivas produções dos tratamentos -Nutr e +Nutr e as produções relativas (variável y) (Quadro 1). Os dados são divididos em duas populações (Pop A e Pop B), de modo que, inicialmente, a Pop A contenha os dois primeiros dados e a Pop B, os demais. Os números de dados por população vão-se alterando até que a Pop B compreenda os dois últimos dados e a Pop A os demais. O método fundamenta-se na maximização da soma de quadrados, que reflete o peso da soma de quadrado entre a diferença da PR média das duas populações e PR média geral. Em outras palavras, define-se quantitativamente o ponto em que ocorre a máxima diferença média entre duas populações. O método pode ser processado por meio do cálculo do coeficiente de determinação (R^2), indicado por Braga (1972):

$$R^2 = \frac{SQT - SQ\ Pop\ A - SQ\ Pop\ B}{SQT}$$

em que: soma de quadrado total $SQT = \Sigma y^2 - \frac{(\Sigma y)^2}{n}$.

soma de quadrado da Pop A $SQ\ Pop\ A = \Sigma y_A^2 - \frac{(\Sigma y_A)^2}{n_A}$.

soma de quadrado da Pop B $SQ\ Pop\ B = \Sigma y_B^2 - \frac{(\Sigma y_B)^2}{n_B}$.

O nível crítico será o teor do nutriente intermediário entre o teor da Pop A, correspondente ao maior valor de R^2 e o teor da Pop B imediatamente subseqüente. Para os dados apresentados no quadro 1, que são os mesmos que ilustram a figura 1, o nível crítico será de 50 mg dm^{-3} de K. Apesar de ser o mesmo valor do NC encontrado pelo método gráfico (Figura 2b), este método é mais exato e possibilita uma interpretação mais fácil dos dados.

Definições ainda mais adequadas do NC podem ser obtidas matematicamente por meio da função descontínua - *Linear Response Plateau* - ou de funções curvilineares (Figura 4). Por meio dessas, relaciona-se funcionalmente, a produção relativa com os teores extraídos pelo método de análise. A partir destas funções, estima-se o teor do nutriente no solo que define a produção de máxima eficiência econômica (80 a 90 % da produção máxima).

Quadro 1. Produção absoluta e relativa de matéria seca de plantas de eucalipto em vaso com ou sem a aplicação de potássio, teor de potássio no solo extraído pelo Mehlich-1 e dados necessários para o cálculo do nível crítico de potássio pelo método iterativo, de acordo com Cate & Nelson (1971)

Produção de MS		Produção relativa (y)	Teor de K no solo (x)	Soma de quadrados[1]		R^2	Teor de K médio[2]
- K	+ K[3]			Pop A	Pop B		
g/vaso		%	mg dm^{-3}				mg dm^{-3}
1,63	3,80	43	16				
7,50	10,51	71	27	405,15	1.411,60	0,4502	28
8,63	10,22	84	29	902,54	1.404,32	0,3018	30
5,93	7,08	84	31	1.132,88	1.390,31	0,2364	32
6,10	8,47	72	33	1.134,46	1.108,32	0,3212	33
8,07	12,35	65	33	1.160,13	400,77	0,5276	35
8,27	9,71	85	37	1.358,17	305,60	0,4965	42
7,17	8,73	82	47	1.445,49	70,10	0,5413	50[4]
10,07	10,55	95	53	1.878,08	50,47	0,4163	71
14,90	14,30	104	89	2.601,68	30,72	0,2033	91
15,97	16,84	95	93				
19,60	19,09	103	119				

[1] SQ total = 3.304,15. [2] Média entre último teor de K na população A e o primeiro da população B. Por exemplo, 28 = (27 + 29)/2. [3] Dose equivalente a 200 kg ha^{-1} de K. [4] Nível crítico de K.
Fonte: Dados adaptados de Prezotti (1985).

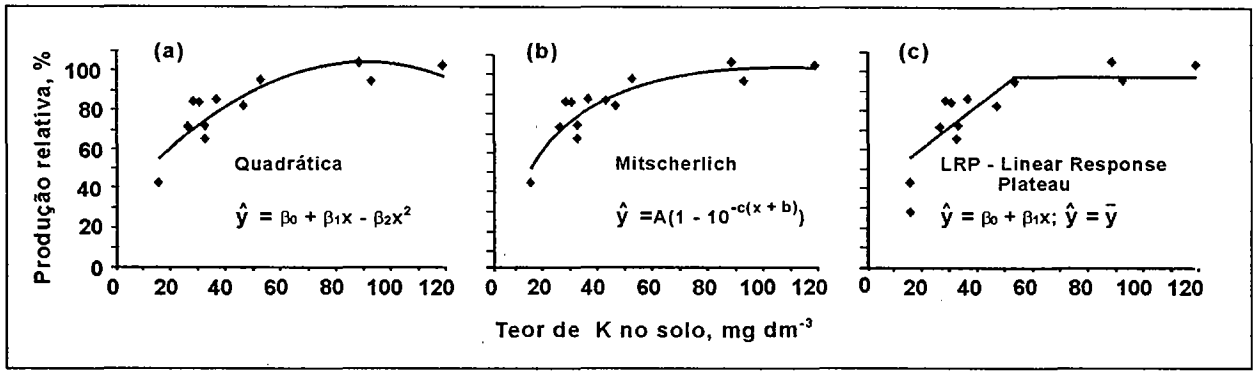


Figura 4. Funções matemáticas aplicadas para relacionar produção relativa com teor do nutriente extraído do solo por algum método de análise, no processo de calibração do método.

Estes procedimentos são simples, porém não levam em consideração a interação entre o nutriente, o extrator e a planta, com respeito à capacidade de recuperação do nutriente. Sem esta percepção, tais procedimentos são adequados para definir o NC e as classes de disponibilidade apenas para solos semelhantes quanto ao fator capacidade (Alvarez V., 1996). Por isso, agrupando os solos quanto à textura, Prezotti et al. (1988) encontraram, por meio do método gráfico e interativo de Cate & Nelson, valores de NC de 47 e 73 mg dm^{-3} de K, para solos argilosos e arenosos, respectivamente.

Um dos propósitos da calibração é facilitar a interpretação dos resultados de análise de solo, de maneira simples (Danke & Olson, 1990). O NC atende a este propósito, apesar de definir apenas duas faixas ou classes de interpretação: baixa e alta disponibilidade. Outras classes de disponibilidade podem ser definidas, tais como: muito baixa, baixa, média, alta, considerando as produções relativas < 50, de 50 a 70, de 70 a 90 e de 90 a 100 %, respectivamente (Figura 5). Mais recentemente, considera-se a classe de disponibilidade muito alta, focando mais os possíveis impactos ambientais do que a resposta da cultura. Esta divisão em classes é subjetiva e arbitrária, visto que o processo gráfico, o método iterativo, ou mesmo os modelos de regressões não evidenciam inflexões que justifiquem tais limites. Os teores que definem estas classes de disponibilidade, conseqüentemente, também variam de acordo com a sensibilidade do extrator ao fator capacidade do solo. De forma análoga, a estas classes associa-se uma probabilidade de resposta econômica decrescente à fertilização (Figura 5). Segundo Tisdale et al. (1984), a probabilidade de resposta econômica à adubação fosfatada e potássica é de 70 a 95, 40 a 70, 10 a 40 e < 10 %, para as classes de baixa, média, alta e de muito alta disponibilidade, respectivamente.

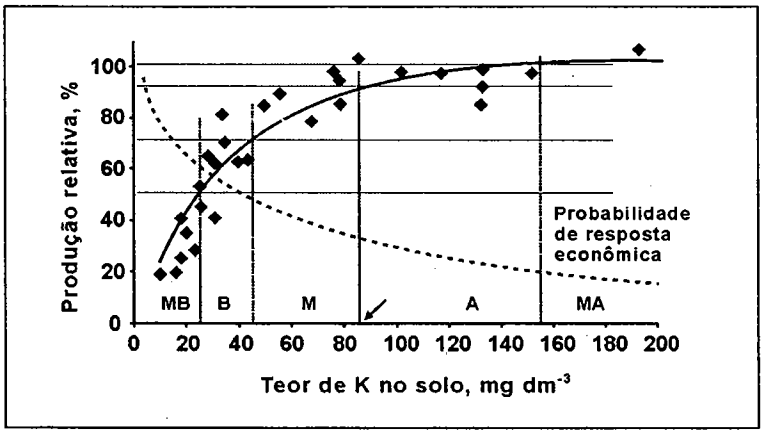


Figura 5. Critérios para diagnóstico da fertilidade do solo, considerando classes de disponibilidade muito baixa (MB), baixa (B), média (M) alta (A) e muito alta (MA), de acordo com teores de potássio relacionados com a produção relativa e tendência da probabilidade de resposta econômica à adubação.

Fonte: Adaptado de Freitas et al. (1996).

O NC pode variar, também, com o método de análise, com a espécie, com a idade da cultura (Novais et al., 1986; Santos, 2002) e com a sensibilidade do extrator ao fator capacidade do solo (Novais & Kamprath, 1979; Muniz et al., 1987). As classes de disponibilidade, conseqüentemente, variarão com esta característica dos solos. Assim, o conceito preferível para NC é o teor do nutriente no solo correspondente à disponibilidade para se obter a produção de máxima eficiência econômica, quando os demais nutrientes e fatores de produção estão próximos do nível adequado (Alvarez V., 1996).

Utilizando regressões que descrevem a resposta da produção da cultura – curvas de respostas (Figura 6a) e a recuperação do nutriente pelo método de análise (Figura 3), de acordo com as doses aplicadas do nutriente ao solo, podem-se estabelecer níveis críticos e classes de disponibilidade variáveis com o fator capacidade do solo (Alvarez V., 1996).

As curvas de respostas são obtidas a partir de experimentos com doses crescentes do nutriente, isoladamente ou em combinação com doses de outros nutrientes, ou de outros fatores de produção (experimentos fatoriais). As curvas de respostas que ilustram a figura 6a, por exemplo, são de experimentos que combinam doses de P e de calcário. A partir dos teores do nutriente extraídos das amostras dos solos deste tipo de experimento é que se estabelecem as curvas de recuperação, de acordo com as doses aplicadas (Figura 3).

Estas curvas de respostas[5] (Figura 6) possibilitam estimar a produção máxima de soja (2.348 e 1.403 kg ha^{-1}, para o solo arenoso e argiloso, respectivamente), assim como as doses de P necessárias para atingi-las (650 e 562 kg ha^{-1} de P_2O_5, respectivamente). As doses que condicionam a máxima produção estão associadas à classe de alta disponibilidade (Figura 6b). Do mesmo modo, estimam-se as doses de P necessárias para alcançar 50, 70 e 80 % das produções máximas, que são os limites das classes de disponibilidade muito baixa, baixa e média (Figura 6b). Por meio das curvas de recuperação para o extrator Mehlich-1, por exemplo (Figura 3a), estimam-se os teores no solo associados com estas doses de P, isto é, os teores que delimitam as classes de disponibilidade de acordo com o fator capacidade do solo (Figura 6b). Desta forma, para este exemplo, o NC de P pelo Mehlich-1 é de 14,6 e 5,6 mg dm^{-3} de P, para os Latossolos de textura arenosa (180 g kg^{-1} de argila) e argilosa (748 g kg^{-1} de argila), respectivamente (Freire et al., 1979).

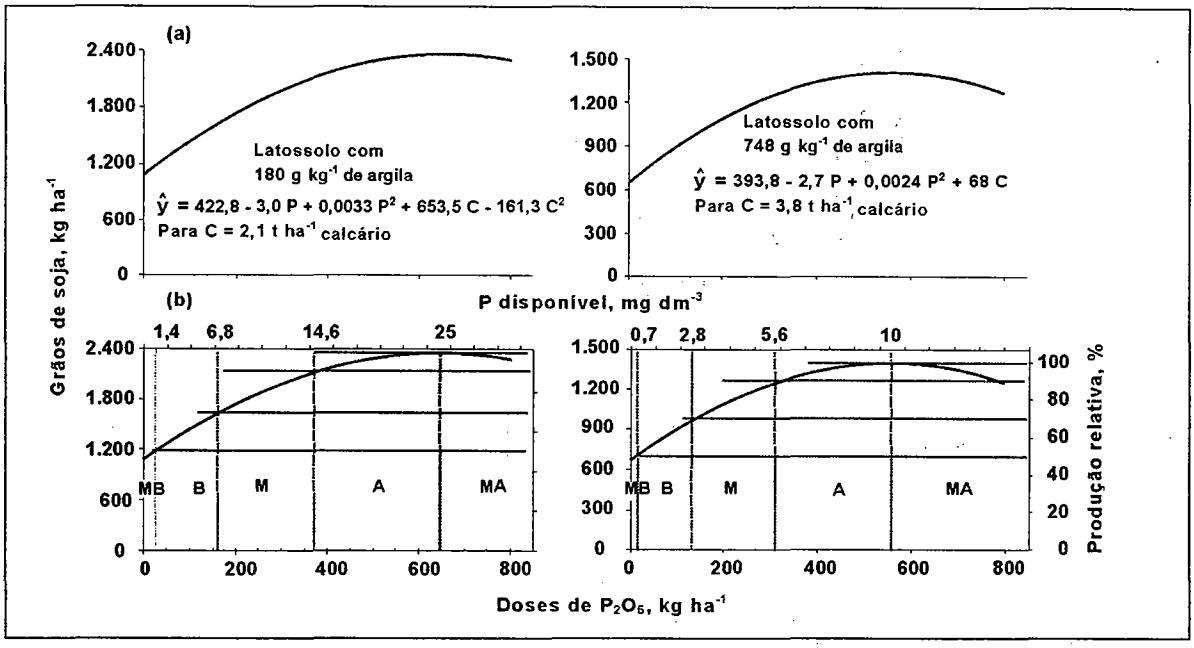


Figura 6. Produção de soja de acordo com doses de fósforo aplicadas a lanço na forma de superfosfato triplo e com calagem, considerando as exigências da soja, as características dos solos (a) e as classes de interpretação da disponibilidade de P (b), para dois Latossolos com diferentes texturas.

Fonte: Adaptado de Freire et al. (1979).

---

[5] Este modelo linear de regressão, caracterizado por uma parábola, ($\hat{y} = \beta_0 + \beta_1 x - \beta_2 x^2$), possibilita encontrar o valor da variável x que define o seu ponto de máximo, calculando sua primeira derivada ($\delta y/\delta x = \beta_1 - 2\beta_2 x$) e igualando-a a zero. Com este valor de x, encontra-se, por meio da regressão, o máximo valor de y. Outros modelos utilizados para descrever curvas de produções também possibilitam estas estimativas.

A construção deste modelo de diagnóstico da fertilidade se complementa com a definição das doses dos nutrientes que serão recomendadas, de acordo com a classe de fertilidade. Apesar da simplicidade do processo de recomendação, predominam dois princípios: o da fertilização de correção da fertilidade seguido de sua manutenção e o da fertilização para o atendimento do nível de suficiência do nutriente.

O princípio da correção e manutenção da fertilidade fundamenta-se na superação das limitações nutricionais em curto tempo - usualmente um ou dois anos, seguido de aplicações anuais de quantidades equivalentes àquelas perdidas por razões físicas (como lixiviação) ou químicas (como fixação de P, Zn, etc.) e removidas com a produção das culturas. É denominada fertilização do solo, em que as doses não dependem, necessariamente, da interpretação dos resultados da análise do solo. Há questionamentos a respeito dos aspectos econômicos e ambientais deste princípio.

Na fertilização para atingir a dose de suficiência, a recomendação de fertilizantes se fundamenta na elevação do teor do nutriente no solo até aquele correspondente ao NC. É, freqüentemente, a mais utilizada e se aplica ao modelo de diagnóstico da fertilidade e recomendação por meio da análise química do solo. É um princípio mais conservador, pois as doses do nutriente decrescem da classe de fertilidade muito baixa a média até mínima ou nula, na faixa de teores altos. Nessas condições, a recomendação fundamenta-se, usualmente, na reposição das quantidades removidas pelas colheitas, constituindo o que se denomina lei da restituição. Uma das críticas a este princípio de fertilização é a possibilidade do gradual declínio na reserva de nutrientes do solo. Há trabalhos, no entanto, que indicam lenta correção da fertilidade do solo, o que se explica pelos efeitos residuais dos fertilizantes e pela intensificação da ciclagem biogeoquímica dos nutrientes. Portanto, a análise química do solo, além de ser a base para definir a recomendação de fertilizações, sinalizará a queda na fertilidade, indicando provável resposta econômica à nova fertilização.

As estratégias e os recursos matemáticos para definir as doses de fertilizantes são variados, porém, serão tão mais exatos quanto maior e melhor for a base de dados experimentais disponíveis. São necessários experimentos em que se avalia a resposta das culturas de interesse a doses crescentes do nutriente, em estrutura experimental uni ou multifatorial, incluindo solos que se enquadrem nas diferentes classes de fertilidade e, ainda, repetidos em vários locais (regiões) e anos. Esses experimentos devem possibilitar a identificação da máxima produção da cultura para cada condição experimental. Apesar de ser a fertilidade do solo apenas um dos fatores determinantes da produção vegetal, as curvas de resposta das culturas à fertilização possibilitam relacionar a produção com as doses dos nutrientes. A análise dos dados passa pela definição da forma da curva de resposta. São de caráter linear ou curvilinear? Se curvilinear, o modelo será linear: polinômios de elevado grau, ou não-linear? A equação de segundo grau (regressão quadrática), a equação de Mitscherlich (modelo assintótico) e o modelo "Linear Response Plateau" (Figura 4) são empregados com maior freqüência. Além disso, é importante a experiência que os grupos de pesquisadores envolvidos na calibração têm a respeito da resposta das culturas à fertilização.

Quando se dispõe de experimentos constituídos pelos tratamentos - Nutr e + Nutr, empregados na fase inicial do processo de calibração, como já descrito, a dose recomendada pode ser definida por meio da média das doses adequadas – aquela aplicada no tratamento + Nutr para os diferentes solos.

A partir de curvas de respostas da produção, estima-se a dose que proporciona a produção de máxima eficiência econômica (80 a 90 % da produção máxima). De acordo com a base de dados disponível, tais curvas de respostas podem ser definidas para os solos individualmente, ou, então, considerando a média para os solos de acordo com as classes de disponibilidade – muito baixa, baixa, média, alta e muito alta.

De acordo com esta estratégia, a dose recomendada do nutriente pode ser definida com base em uma análise econômica. Para isso, estabelece-se a função matemática que relaciona o incremento de produção obtido da adubação ($\hat{y}$) com as doses de nutrientes, sendo, com freqüência, expressa pela regressão quadrática:

$$\hat{y} = \beta_{0x} + \beta_1 x - \beta_2 x^2.$$

Estabelece-se, também, a função matemática entre o custo da adubação ($\hat{y}$), expresso em valor monetário (R$ ha^{-1}) ou em termos de equivalência do produto, e as doses de fertilizantes (kg kg^{-1}):

$$\hat{y} = \alpha x$$

O valor de α nesta equação corresponde à relação entre o custo do fertilizante e o custo unitário do produto. Esse valor de troca tem a vantagem de ser menos variável do que o valor em moeda corrente, sobretudo em condições de uma economia instável.

Reunindo as duas funções em um mesmo gráfico (Figura 7), identifica-se facilmente a dose de maior eficiência econômica como aquela relacionada com o ponto na curva de incrementos da produção mais distante da linha de relação do custo de produção. Corresponde à maior margem de lucro. Matematicamente, estima-se esta quantidade igualando-se a primeira derivada da função de incremento da produção ao coeficiente da função de custo:

$$\frac{\delta y}{\delta x} = \beta_1 - 2\beta_2 x = \alpha_1$$

e, a partir desta, estima-se a dose (x) de adubo:

$$x = \frac{\alpha_1 - \beta_1}{2\beta_2}$$

No exemplo hipotético (Figura 7), tem-se:

$$\frac{\delta y}{\delta x} = 15{,}05 - 2(0{,}014)x$$

O valor de α indica que são necessárias 2,52 unidades do produto para pagar o custo de uma unidade do nutriente, assim:

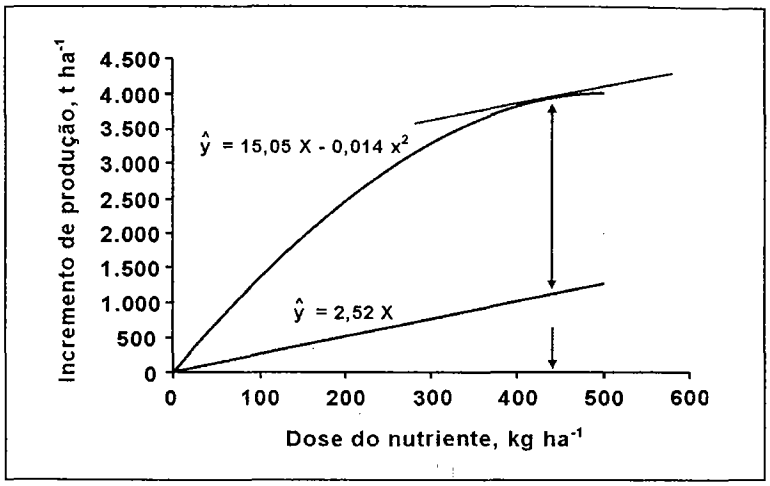


Figura 7. Curvas hipotéticas para incremento da produção resultante da fertilização e do custo do produto expresso em termos de equivalência do produto, de acordo com as doses do nutriente e indicação da dose mais econômica. A tangente 2,52 é a relação entre os custos unitários do nutriente e do produto.

$$x = \frac{2{,}52 - 15{,}05}{2(-0{,}014)} = 447{,}5 \approx 448 \text{ kg ha}^{-1} \text{ do nutriente.}$$

Demonstrou-se, anteriormente, que o NC e, por conseguinte, as classes de disponibilidade variam, dentre outros fatores, com o fator capacidade do solo. A recomendação de fertilizantes fundamentada no atendimento do NC variará com o fator capacidade. Partindo da definição de que o NC é o teor do nutriente que corresponde à disponibilidade para obter a produção de máxima eficiência econômica, a dose recomendada (DR) pode ser definida a partir do teor no nutriente disponível no solo (Nut_{disp}) e da taxa de recuperação do nutriente pelo método de análise (Nut_{recup} / Nut_{adic}) (Alvarez V., 1996):

$$DR = \frac{NC - Nut_{disp}}{\frac{N_{recup}}{N_{adic}}}$$

Podem-se estabelecer as doses considerando os teores disponíveis (Nut_{disp}) que determinam os limites para cada classe de disponibilidade do nutriente. Desta forma, as doses são definidas de forma contínua ou são consideradas as doses médias para cada classe de disponibilidade.

Amostragem de Solo

Fundamentos da Amostragem

O desenvolvimento das técnicas de amostragem deve-se à impossibilidade ou à não-praticidade de caracterizar as populações por meio da caracterização de todos os seus indivíduos. Se a população em estudo é constituída de indivíduos idênticos, os resultados obtidos a partir da avaliação de um deles podem ser extrapolados para os

demais, isto é, caracterizar a população. Se, por outro lado, existirem pequenas variações entre os indivíduos, talvez três indivíduos devessem ser avaliados, mas, se houver muita variação, uma amostra constituída de mais que três indivíduos será necessária para melhor caracterizar a população.

Se todos os indivíduos da população fossem avaliados, obter-se-iam a média, o desvio-padrão e outras estatísticas exatas (paramétricas) da característica avaliada. Ao avaliar uma amostra têm-se, de fato, estimadores das estatísticas paramétricas. A avaliação de todos os indivíduos da população também não assegura que os resultados obtidos sejam exatos, porque há erro nas medições das características de cada indivíduo – por menor que seja, sempre há erro de determinação.

Chega-se, portanto, à conclusão de que um valor médio ($\bar{X}$) de determinada característica de uma amostra é resultante da média real ou paramétrica (μ) mais um erro (E), assim:

$$\bar{X} = \mu + E$$

Sabe-se que E é constituído de dois tipos de erro: o de amostragem (E_{am}), decorrente, por exemplo, de um número insuficiente de indivíduos amostrados, mais o erro de determinação ou analítico (E_{an}), que é inerente ao método de medição sendo afetado pelo equipamento e pelo operador. Assim:

$$E = E_{am} + E_{an}$$

Em geral, o erro de amostragem é muito maior que o erro analítico. Assim, a exatidão na caracterização de uma população depende muito mais de cuidados para minimizar o primeiro erro que o segundo. Isto quer dizer que a partir de uma amostra não-representativa da população, por maior que seja a acurácia das medições, $\bar{X}$ nunca representará μ satisfatoriamente.

Sumariando: pode-se dizer que, para uma população homogênea (todos os indivíduos idênticos), a amostra pode ser constituída de um único indivíduo para que se tenha uma caracterização da população, considerando-se um erro de determinação aceitável. Por outro lado, para uma população heterogênea, a amostra deverá ser constituída de mais de um indivíduo da população e deverão ser acrescentados mais indivíduos à amostra à medida que se aumenta a heterogeneidade da população.

Fundamentos da Amostragem de Solo

Direcionando o problema-amostragem para solos e, mais especificamente, para a avaliação da sua fertilidade, alguns aspectos devem ser considerados.

Inicialmente, é fato que o erro de amostragem é muito maior que o erro analítico (Quadro 2). Para os métodos de análise utilizados na avaliação da fertilidade do solo, o erro de análise é, normalmente, inferior a 5 %, nos bons laboratórios. Ademais, no processo analítico, utiliza-se uma porção muito pequena de solo, usualmente 10 cm^3, para representar grande volume de solo. Se se considerar um hectare (camada de 0–20 m, com 2×10^6 dm^3 de solo), tal volume corresponde a 5×10^{-9} do volume de solo. Assim, a exatidão

Quadro 2. Coeficiente de variação de algumas características obtidas a partir de repetições de análise de uma mesma amostra no laboratório e diferentes amostras de dois Latossolos coletadas no Estado do Paraná

Característica	Repetições no laboratório[1]	Repetições no campo	
		LR[2]	LV[2]
	%		
pH	0,7	7	4
P	6,3	101	27
K	1,9	32	29
Al^{3+}	3,9	40	15
Ca^{2+}	2,7	89	29
Mg^{2+}	3,7	52	44
MO	1,5	14	14

[1] Dez repetições de uma amostra de solo em uma mesma série de determinações realizadas no Laboratório de Análise de Rotina do Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa. [2] Análises de 49 amostras.
Fonte: Alvarez V. & Carraro (1976).

na avaliação da fertilidade do solo depende muito de uma criteriosa amostragem. A partir de uma amostra não-representativa, nunca se obterá uma adequada caracterização da fertilidade do solo, por maior que seja a acurácia do laboratório.

É fundamental considerar o solo uma população naturalmente heterogênea em suas características, cuja variabilidade decorre de processos pedogenéticos, expressando-se, horizontal e verticalmente, em razão de fatores, tais como: mineralogia, vegetação e topografia e intensamente afetada pela atividade antrópica.

O que é o "individuo" na "população solo"? Para a classificação de solos, ele é o *Pedon*, sendo definido como um corpo tridimensional no qual se deve descrever e amostrar o solo para representar a natureza e o arranjo dos horizontes. Suas dimensões laterais devem ser grandes o bastante para incluir as variações representativas na forma dos horizontes e na composição do solo (Soil Survey Staff, 1975). Este conceito não se aplica à avaliação da fertilidade. Para este fim, o individuo solo é a menor área, considerando determinada profundidade – portanto, um volume – que se deve amostrar para caracterizar a fertilidade de um volume de solo efetivamente explorado por uma planta ou uma população de plantas, cujas dimensões laterais devem ser grandes o bastante para incluir as variações representativas na composição do solo. Apesar da subjetividade, esta conceituação define diferentes estratégias de amostragem.

A heterogeneidade do solo é detectável pela variabilidade entre indivíduos distantes (maior que 2 m), denominados macrovariações, e pela variabilidade entre indivíduos mediamente distanciados (2 a 0,5 m) ou muito próximos (menor que 0,5 m), caracterizados meso e microvariações, respectivamente (James & Wells, 1990). As macrovariações decorrem da variabilidade entre unidades classificadas como homogêneas. Elas são decorrentes, naturalmente, dos processos pedogenéticos, mas podem ser acentuadas pela

atividade antrópica, em decorrência do uso e do manejo do solo. Estas variações se expressam por meio de características visualmente perceptíveis, tais como: topografia, vegetação, textura e cor do solo, condição de drenagem e tipo de uso. As meso e microvariações, embora sejam decorrentes, também, da ação dos fatores de formação do solo, são mais intensificadas pelas práticas de manejo, tais como: preparo do solo, aplicação localizada de fertilizantes, deposição de resíduos orgânicos, etc. A influência que essas variações têm, por exemplo, no processo de recomendação de fertilizantes depende da cultura. As microvariações podem ser importantes para culturas de ciclo curto, mas têm menor significado para culturas perenes de porte arbóreo, em razão da grande extensão do sistema radicular dessas plantas.

A heterogeneidade vertical também decorre dos processos pedogenéticos e se concretiza pela organização em horizontes com transição difusa ou abrupta. As práticas culturais, como fertilização localizada, e o sistema radicular das plantas cultivadas acentuam esta variabilidade entre as diferentes camadas do solo.

Aspecto importante a ser considerado é se a heterogeneidade do solo depende ou não do tamanho da área (extensão). De acordo com van den Hend & Cottenie (1960), a heterogeneidade das características do solo é uniformemente distribuída em toda a área de amostragem. No entanto, há constatação de menor variabilidade entre amostras obtidas a curtas distâncias entre si, sugerindo que a heterogeneidade do solo não seria uniforme e dependeria do tamanho da área (Alvarez V. & Carraro, 1976). Desta forma, o número de amostras dependeria do tamanho da área de amostragem. No entanto, de acordo com o primeiro caso, que parece ser a situação mais correta, o número de amostras independe do tamanho dessa área. Assim, para uma grande área – centenas de hectares – ou para uma pequena área de uma parcela experimental, por exemplo, o número de amostra para caracterizar a fertilidade do solo seria o mesmo.

Outro aspecto é que não há uniformidade entre a variabilidade das características do solo, sobretudo aquelas importantes para caracterizar sua fertilidade (Quadro 3). Tais estatísticas são decorrentes da análise de 100 amostras coletadas em dois talhões de 100 x 100 m demarcados lado a lado, um na encosta e outro no terraço, na região de Viçosa, MG (Barreto et al., 1974). As 100 amostras foram coletadas nas intercessões das linhas projetadas a partir de pontos demarcados a cada 10 m nas laterais dos quadrados. O pH é uma característica pouco variável (baixo coeficiente de variação – CV), enquanto o P e o K disponíveis apresentam maior variabilidade. O baixo CV para o pH deve-se à escala logarítmica de sua expressão. Atividades hidrogeniônicas de 10^{-5} e 2×10^{-5} mol L^{-1} (variação de 100 %), por exemplo, correspondem aos valores de pH 5,0 e 4,7, respectivamente, que correspondem a uma variação de apenas 6,4 %. Observa-se, ainda, que a magnitude dos CV e a ordem das características quanto à variabilidade variam de acordo com o solo.

Considerando as variâncias (s^2) das características medidas nas "n" amostras, pode-se estabelecer o intervalo de confiança (L) em que as verdadeiras médias das características ocorrem, para determinado nível de probabilidade (α), usualmente 95 ou 99 %, que é obtido pela fórmula:

$$L = \bar{y} \pm t_{\alpha} (s^2/n)^{1/2} \qquad (1)$$

O "t_α" corresponde ao valor tabelado da distribuição de t de Student, para determinado nível α de probabilidade e (n-1) graus de liberdade. De acordo com os resultados apresentados (Quadro 3), há 95 % de probabilidade do verdadeiro valor do pH do solo no terraço ocorrer entre 5,61 e 5,69 (5,65 ± 0,04) e do verdadeiro teor de P disponível ocorrer entre 0,91 e 1,47 mg dm^{-3}. Em termos relativos à média, a amplitude de L é maior para o teor de P (65 %) do que para o pH (1,4 %), indicando que, para este nível de probabilidade, o teor de P é determinado com menor exatidão.

Quadro 3. Valores médios ($\bar{y}$), desvio-padrão (s), coeficiente de variação (CV) e intervalo de confiança (L) de características químicas de 100 amostras coletadas em áreas de 100 x 100 m em solos de terraço e de encosta na região de Viçosa, MG

Característica	Terraço				Encosta			
	$\bar{y}$	s	CV	L[3]	$\bar{y}$	s	CV	L[3]
			%				%	
pH_{H_2O}	5,65	0,27	4,73	0,04	5,31	0,21	3,94	0,03
P (mg dm^{-3})[1]	1,19	1,69	142,21	0,28	1,22	0,75	61,67	0,12
K (mg dm^{-3})[1]	63,30	52,34	82,69	8,64	20,88	24,84	118,95	4,10
Ca^{2+} + Mg^{2+} ($cmol_c$ dm^{-3})[2]	5,22	0,89	17,13	0,15	2,11	0,92	43,48	0,15
Al^{3+} ($cmol_c$ dm^{-3})	0,17	0,06	37,20	0,01	0,48	0,17	35,97	0,03

[1] Extrator: Mehlich-1. [2] Extrator: KCl 1 mol L^{-1}. [3] $L = \bar{y} \pm t_\alpha (s^2/n)^{1/2}$, n = 100 e $t_{0,05}$ = 1,65.
Fonte: Barreto et al. (1974).

Há, portanto, uma relação inversa entre L e a exatidão. A Eq. 1 mostra que a amplitude (L) em que a verdadeira média pode ocorrer aumenta com a variância (heterogeneidade) e a diminuição do número de indivíduos (amostras) da população avaliados. Portanto, para determinada variância, pode-se aumentar a exatidão da medida aumentando o número de indivíduos amostrados.

Considerando-se o intervalo (D) como:

$$D = L_s - \bar{y} = \bar{y} - L_i$$

em que L_s = limite superior e L_i = limite inferior do intervalo de confiança, deduz-se a partir da Eq. (1) que:

$$D = t_\alpha (s^2/n)^{1/2}$$

ou

$$D^2 = t_\alpha^2 s^2/n$$

e daí que:

$$n = t_\alpha^2 s^2/D. \qquad (2)$$

O intervalo D pode ser expresso em termos relativos à média, ou seja, como percentagem (f) da média, então:

$$D = \bar{y}\ f \text{ ou } D = \bar{y}\ (f/100)$$

O desvio-padrão da característica é expresso em termos relativos à média, como coeficiente de variação (CV):

$$CV = (s/\bar{y})\ 100,$$

do que resulta:

$$s = CV.\ \bar{y}\ /100$$

Substituindo estes valores de D e s na Eq. 2 tem-se:

$$n = t_\alpha^2\ \frac{(CV^2\ \bar{y}^2)/100^2}{(\bar{y}^2\ f^2)/100^2}$$

e simplificando-a, chega-se a:

$$n = (t_\alpha CV\ /\ f)^2 \qquad (3)$$

A partir das Eq. 2 ou 3, pode-se definir o número de amostra (n) que se deve tomar de uma população, para avaliar uma característica de variância conhecida (s ou CV), de modo que a média desta característica seja estimada de acordo com um limite (D ou f) admissível para os propósitos da avaliação (Figura 8).

Desta forma, se as variâncias das características químicas do solo forem previamente conhecidas (Quadro 3), pode-se definir o número de amostras para, em futuras

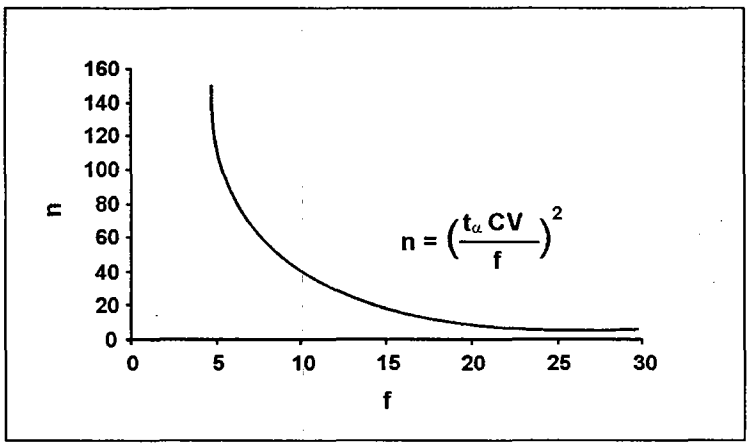


Figura 8. Número de amostra (n) de uma população para estimar a média de acordo com limite de variação em relação à média (f) aceitável, para uma característica com determinada variância (CV), considerando o nível de probabilidade (α). t_α é o valor tabelado da distribuição de t de Student para uma probabilidade α e (n - 1) graus de liberdade.

amostragens, obter as médias destas características com determinada exatidão, de acordo com uma probabilidade de 95 %, por exemplo (Quadro 4). Observa-se que para características com maior CV (P e K), o número de amostras a serem coletadas para um limite de variação (f) de 50 % deverá ser de 32 para P e 11 para K, no solo de terraço, e de 6 e 23, respectivamente, no solo da encosta (Quadro 4). Para caracterizar o pH_{H_2O} (menor CV), para o mesmo limite de variação, bastaria uma amostra. Com base nestas constatações e visando maior praticidade, o número de amostras será definido pela característica mais variável que, em termos gerais, são os teores de P e K disponíveis.

Quadro 4. Número de amostras (n) por coletar solos de terraço e de encosta, considerando diferentes limites de variação (f), para estimar os valores médios de característica químicas dos solos, a 95 % de probabilidade (α)

f (%)	Terraço					Encosta				
	pH_{H_2O}	P	K	$Ca^{2+} + Mg^{2+}$	Al^{3+}	pH_{H_2O}	P	K	$Ca^{2+} + Mg^{2+}$	Al^{3+}
	n[1]									
20	1	199	68	3	14	1	38	139	19	13
30	1	89	30	2	7	1	17	62	9	6
50	1	32	11	1	3	1	6	23	3	3
100	1	8	3	1	1	1	2	6	1	1

[1] $n = (t_\alpha CV/f)^2$, $t_{0,05}$ (99GL) = 1,65 e CV de acordo com o quadro 3.
Fonte: Barreto et al. (1974).

O sistema radicular das plantas tende a integrar a variabilidade das características do solo, desenvolvendo a cultura de acordo com a fertilidade média (Jackson, 1976). Contudo, essa capacidade depende do volume de solo explorado, que pode ser maior em culturas perenes de maior porte do que em culturas de ciclo anual. Assim, a amostragem de solo para avaliação da fertilidade estima a fertilidade média, que pode ser obtida de dois modos. Primeiro, por meio do cálculo das médias aritméticas para os resultados das análises de todas as amostras coletadas. Este procedimento possibilita, ainda, estimar a variância das características do solo e pode se ter sua variabilidade (desvio-padrão, coeficiente de variação). O segundo é por meio de uma "amostra composta", obtida da mistura homogênea de todas as amostras denominadas "amostras simples". As análises químicas são realizadas, no entanto, em um volume representativo da amostra composta, ou seja, em uma subamostra. Estimam-se, portanto as condições médias do solo amostrado, mas nada se pode afirmar sobre a variabilidade. A estimativa das médias depende da variabilidade entre as amostras simples e, portanto, do número de amostras simples. Além disso, são condições fundamentais que cada amostra simples tenha o mesmo volume de solo e a mistura seja o mais homogênea possível. Para um nível de probabilidade de 80 ou 95 %, Santos & Vasconcelos (1987) constataram a mesma variabilidade para cinco amostras compostas provenientes de 10 ou 20 amostras simples,

que a média de 30 amostras simples analisadas individualmente. Na avaliação da fertilidade do solo, o procedimento da amostra composta tem sido preferido, primeiro por se mostrar suficiente para estimar a fertilidade média, desde que os fundamentos da amostragem sejam atendidos e, segundo, por reduzir, sensivelmente, o gasto com as análises químicas.

Procedimento da Amostragem do Solo

Os procedimentos da amostragem do solo para avaliação da fertilidade (fertilidade média) devem estar de acordo com os fundamentos abordados anteriormente.

A exatidão ou acurácia com que as características médias serão estimadas será tão maior quanto maior for a homogeneidade do solo. Assim, uma área a ser amostrada deve ser dividida em estratos, glebas ou talhões, fundamentando-se em indicadores de macrovariações, facilmente perceptíveis (Figura 9). Consideram-se bons indicadores a topografia, a cobertura vegetal natural ou o uso agrícola, textura, cor, condições de drenagem do solo, histórico de manejo e de produtividade agrícola. Além destes, outros atributos podem ser utilizados com o propósito de definir glebas mais homogêneas – na realidade, menos heterogêneas. Como conseqüência, os limites das glebas ou estratos são definidos por essas características e suas combinações e não pelo tamanho. No entanto, quando o tamanho da gleba dificultar a distribuição uniforme dos pontos de coleta das amostras simples (Figura 9), ela poderá ser subdividida em glebas menores. A prática tem demonstrado que, dependendo da topografia, a área de 10 ha possibilita uma distribuição uniforme das amostras simples.

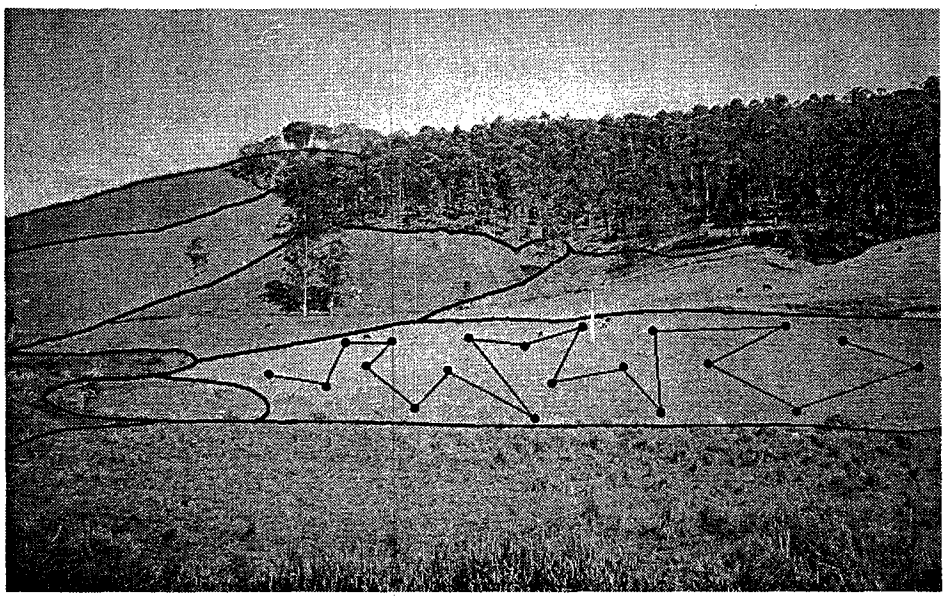


Figura 9. Divisão de uma área em glebas ou estratos e distribuição dos pontos de coleta das amostras simples na gleba, em um planejamento de amostragem para avaliação da fertilidade do solo.

Por mais uniforme que seja a gleba, haverá, sempre, a variabilidade intrínseca ao solo – meso e microvariações. As características químicas, em especial, como já abordadas, têm intensa variabilidade a curtas distâncias no solo. Para alcançar maior exatidão na avaliação da fertilidade média, coleta-se um número de amostras simples, definido *a priori*, como demonstrado anteriormente, de acordo com as características de maior variabilidade. Este número varia de 10 a 20 (Sanchez, 1976) ou de 20 a 40 amostras simples por gleba (Jackson, 1970; Barreto et al., 1974; Alvarez V. & Carraro, 1976). Apesar desta ampla faixa, é certo que não se deve coletar menos que 10 amostras simples por gleba. Este número deve aumentar à medida que as condições naturais ou o manejo imprimam maior variabilidade nas características do solo. Esta variabilidade aumenta com a intensificação do uso agrícola decorrente da aplicação de corretivos incorporados ou não em definida camada do solo e da aplicação localizada de fertilizantes e da decomposição localizada de resíduos orgânicos. Tais efeitos se fazem, ainda, mais intensos no sistema plantio direto (veja capítulo XV), graças à não-homogeneização do solo por meio da aração e gradagem. Da mesma forma, ela é mais intensa em solos argilosos do que em solos arenosos, e mais em solos aluviais do que em solos das encostas e do topo da paisagem.

Considerando que se busca estimar a fertilidade média e que esta será obtida de uma amostra composta, todas as amostras simples devem ter o mesmo volume de solo e coletadas na mesma profundidade. Isto é conseguido pelo uso de trados ou sondas específicas para amostragem de solo (Figura 10). Maiores cuidados são requeridos quando se utilizam enxada, enxadão ou pá.

A profundidade de amostragem deve ser definida de acordo com a cultura que está sendo ou será cultivada na gleba. Deve-se amostrar a camada de solo que será explorada pelo maior volume do sistema radicular da planta que, usualmente, é associado à profundidade de preparo do solo, nos sistema de cultivo convencional. Para plantio de culturas anuais ou de pastagens, amostra-se a camada de 0–20 cm; para pastagens já estabelecidas, a amostragem pode ser de 0–10 cm e, para culturas perenes (café, fruteiras, essências florestais, etc.), a amostragem deve ser feita por camadas como, por exemplo: de 0–20, de 20–40 e de 40–60 cm, constituindo amostras compostas por camada.

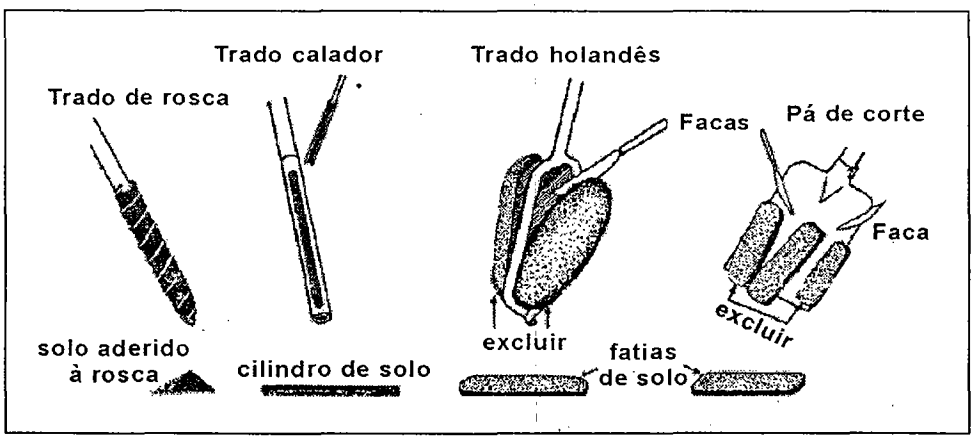


Figura 10. Equipamentos mais comuns utilizados na coleta de amostras de solo.

Com base no fundamento de que a variabilidade das características do solo é uniformemente distribuída na gleba e que independe do tamanho da gleba, os pontos de coleta das amostras simples devem ser aleatoriamente distribuídos em toda a gleba. Recomenda-se que os pontos de coleta sejam distribuídos percorrendo-se a gleba em zigue-zague (Figura 9). A distribuição dos pontos torna-se difícil em glebas muito extensas, daí surge a recomendação de subdivisão de glebas muito grandes, feita anteriormente. Apesar da localização aleatória dos pontos de amostragem, devem-se evitar acidentes estranhos na área, tais como: formigueiros, cupinzeiros, locais de queimada e de deposição de fezes em pastagens. Do mesmo modo, os resíduos vegetais sobre o solo devem ser removidos no ponto de coleta da amostra simples.

Quando a variação da característica analisada não obedece a uma distribuição espacial aleatória, como no caso de sistema plantio direto pela fertilização localizada, os resultados de uma amostra composta podem não representar a fertilidade média da gleba. Nestes casos, o emprego da geoestatística é recomendado, e a adoção da técnica do semivariograma é indicada para verificar a dependência espacial entre as amostras simples (Vieira, 2000). Por esta técnica estabelece-se a distância mínima entre amostras simples para que elas sejam consideradas independentes. O uso da geoestatística se aplica na amostragem de solo em sistema plantio direto, onde pode haver variação sistemática nos valores das características químicas do solo, e na agricultura de precisão, tendo em vista que cada amostra de solo é analisada individualmente, para que a recomendação de fertilizantes seja feita em doses variáveis.

Embora o emprego da geoestatísitca tenha-se intensificado mais recentemente, a amostragem de solo, tanto no sistema tradicional de cultivo como no sistema plantio direto, tem-se fundamentado na estatística convencional, isto é, no princípio de que a variação das características do solo se distribui aleatoriamente na gleba. Isto se deve, em parte, à experiência que o técnico tem com a cultura, o que permite antever as possíveis variações e estabelecer um sistema de amostragem que represente as condições médias da área. Por exemplo, no sistema plantio direto estabilizado (mais de 5 anos), há tendência de as variações das características químicas se tornarem aleatórias (o solo torna-se mais homogêneo) entre amostras simples (Anghinoni & Salet, 1998). Em culturas perenes, nas quais a adubação e correção do solo são feitas de maneira mais localizada, o sistema de amostragem pode variar com a idade da plantação, com retirada de amostras mais próximos das plantas nas idades mais jovens, e abranger área mais ampla com o aumento da idade da cultura (Faria, 2006).

Considerando que a adubação acentua as microvariações, devem ser tomados cuidados especiais na coleta das amostras simples em glebas com cultura, sobretudo naquelas com sistema de cultivo intensivo ou com plantio direto. Uma alternativa é distribuir proporcionalmente os pontos de coleta das amostras simples entre as áreas não influenciadas ou influenciadas pelo fertilizante (Figura 11). Tomando, por exemplo, uma cultura com espaçamento de 80 cm e assumindo que a fertilização localizada exerça uma influência em uma faixa de 20 cm, estima-se que 1/4 (20/80) das amostras simples sejam na faixa de influência direta do fertilizante (linha de plantio) e 3/4 (60/80) nas entrelinhas. Outra alternativa é a coleta da amostra simples em uma faixa, ou em pontos localizados transversalmente à linha de plantio, cobrindo metade do espaço entre as

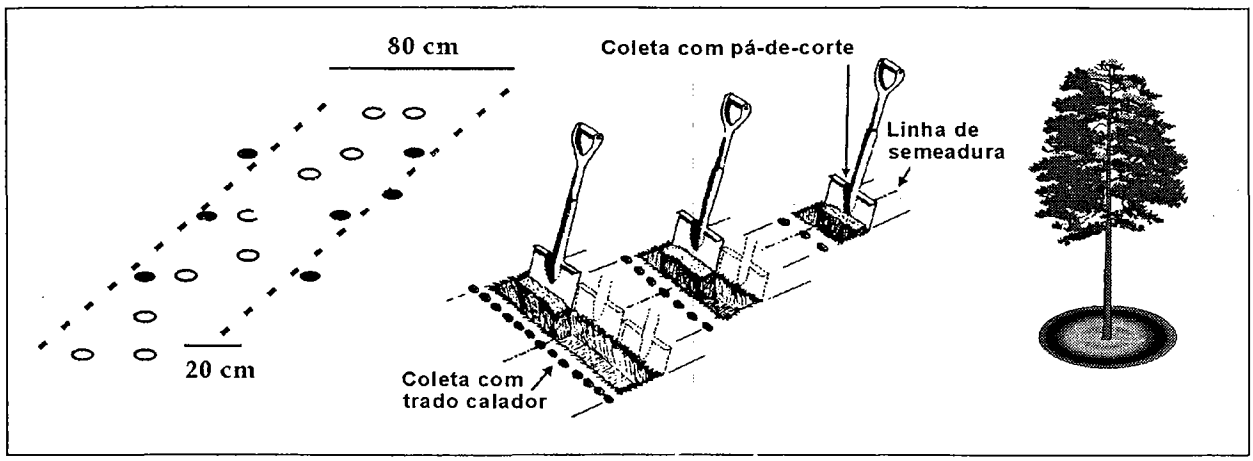


Figura 11. Distribuição de amostras simples em uma gleba sob intensa influência de fertilização localizada em plantio convencional, sistema plantio direto e cultura perene.

linhas de plantio (Figura 11). Esta estratégia tem sido especialmente recomendada para glebas com sistema plantio direto (veja capítulo XV).

Em glebas com culturas perenes arbóreas, as amostras simples devem ser coletadas na área sob a projeção da copa (Figura 11), onde, usualmente, são aplicados os fertilizantes e há maior influência da queda dos resíduos vegetais. A amostragem da faixa entre as linhas de plantio se justifica quando esta for utilizada para cultivos intercalares e, nesse caso, deve ser tratada como uma gleba específica.

As amostras simples coletadas numa gleba ou em diferentes camadas são, individualmente, agrupadas em uma vasilha limpa, preferencialmente de plástico, para evitar a contaminação com metais. As amostras simples são misturadas, muito bem homogeneizadas, obtendo-se a amostra composta, e daí se recolhe uma porção (subamostra), com um volume em torno de 300 cm^3. Portanto, haverá tantas subamostras quantas forem as glebas e ou camadas amostradas. Esta amostra poderá ser seca à sombra e, se peneirada, deve-se ter o cuidado de passar integralmente o volume de solo da amostra por uma peneira com malha de 2 mm.

Assim sendo, a acurácia na avaliação da fertilidade do solo e, por conseguinte, nas recomendações de corretivos e fertilizantes advindas do diagnóstico da fertilidade, depende essencialmente de criteriosa amostragem. Isto quer dizer que, a partir de uma amostra não-representativa de um solo, nunca se terá uma adequada estimativa da fertilidade média por mais acurado que seja o método de análise e laboratório.

Concluindo, a acurácia com que uma amostra composta representa a unidade de amostragem depende da amplitude de variação da característica em estudo, do número de amostras simples coletadas e da maneira como estas são distribuídas. O resultado das análises aproxima-se da característica real do solo quando: (a) a amostra composta é representativa do solo da gleba; (b) nenhuma alteração (modificação ou contaminação) tenha ocorrido na amostra antes da análise; (c) as subamostras usadas na análise sejam representativas das amostras originais; e (d) a análise seja exata e represente realmente o desejado.

Sistemas de Interpretação de Análise de Solo e Fertilizantes

No Brasil, a análise química do solo para a avaliação da fertilidade tem como marco de referência o programa integrado de análise química de solo entre o Ministério da Agricultura, por meio do Instituto de Química Agrícola – atual sede da Embrapa Solos – e a North Carolina State University, USA, durante a década de 60. Desde então, pesquisas desenvolvidas nas Universidades e Instituições de pesquisas possibilitaram construir o atual modelo brasileiro de avaliação da fertilidade do solo, baseado na análise química.

Os métodos de análise química de solo em uso no Brasil podem ser, em linhas gerais, categorizados em dois grupos: um, fundamentado no uso do extrator ácido – Mehlich-1 e da solução salina de KCl, e outro, no uso das resinas de troca iônica e do extrator quelatante DTPA.

Uma particularidade relevante é a existência, atualmente, de cinco programas de controle de qualidade de análise de solo no País. Apesar de estes programas terem uma concepção regional, hoje eles reúnem, de fato, laboratórios que praticam os mesmos métodos de análise de solo (Quadro 5). São eles: o Programa de Ensaio de Proficiência do Instituto Agronômico de Campinas de São Paulo (PEP-IAC), o Programa Interlaboratorial de Controle de Qualidade de Análise de Solos de Minas Gerais (PROFERT), o Programa da Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solo e de Tecido Vegetal dos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (ROLAS), o Programa da Comissão Estadual de Laboratórios de Análises Agronômicas do Estado do Paraná (CELA) e o Programa de Análise de Qualidade de Laboratórios de Fertilidade da Embrapa (PAQLF). A avaliação da qualidade dos resultados é efetuada por meio da análise química de amostras de solo. Avalia-se a convergência dos resultados dos laboratórios de acordo com critérios estatísticos, específicos a cada Programa. Os laboratórios com resultados convergentes credenciam-se para o uso do selo de qualidade do respectivo Programa nos seus laudos de análise. Desta forma, esses Programas zelam pela qualidade das análises de solo realizadas para os agricultores.

Apesar de os laboratórios distinguirem-se pelo método de extração que adotam (extrator ácido ou resinas de troca iônica), há métodos comuns entre eles (Quadro 5). A determinação da acidez trocável, por exemplo, é feita com a extração do Al^{3+} com solução de KCl 1 mol L^{-1}, dosando-se a acidez por meio da titulação ácido-base. Os métodos para determinar a disponibilidade de S e de B também são comuns a todos os laboratórios. O S disponível é extraído com a solução de $Ca(H_2PO_4)_2$ 500 mg L^{-1} e a dosagem é feita por turbidimetria pela formação de $BaSO_4$. O B disponível é extraído por água quente e a dosagem é feita por espectrofotometria, utilizando o regente azometina-H. A maioria dos laboratórios determina os teores de matéria orgânica por meio da oxidação do C orgânico com solução de $K_2Cr_2O_7$ em meio ácido; no entanto, a dosagem é feita tanto por titulometria de oxirredução como por colorimetria. Os laboratórios vinculados ao Programa CELA, no entanto, adotarão a determinação da matéria orgânica por meio do método da incineração, a partir de 2008.

Há, por outro lado, características do solo determinadas por diferentes métodos, mesmo por laboratórios integrantes de um mesmo programa de controle de qualidade. O pH em

Quadro 5. Métodos de análises químicas para avaliação da fertilidade do solo utilizados pelos laboratórios integrantes dos programas de controle de qualidade da análise química de solo no País

Característica	PEP-IAC[1]	PROFERT[2]	ROLAS[3]	CELA[4]	PAQLF[5]
pH	$CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1} (1:2,5)	H_2O (1:2,5)	H_2O (1:1)	H_2O (1:2,5)	H_2O (1:2,5)
Al^{3+}	KCl 1 mol L^{-1}	KCl 1 mol L^{-1}	KCl 1 mol L^{-1}	KCl 1 mol L^{-1}	KCl 1 mol L^{-1}
Ca^{2+} e Mg^{2+}	Resina[6]	KCl 1 mol L^{-1}	KCl 1 mol L^{-1}	KCl 1 mol L^{-1}	KCl 1 mol L^{-1}
H + Al	SMP[7]	Ca(OAc) 0, 5 mol L^{-1} pH 7,0 ou SMP	SMP	Ca(OAc) 0, 5 mol L^{-1} pH 7,0	Ca(OAc) 0, 5 mol L^{-1} pH 7,0 ou SMP
P disponível	Resina[6]	Mehlich-1	Mehlich-1	Mehlich-1	Mehlich-1
K disponível e Na^+	Resina[6]	Mehlich-1	Mehlich-1	Mehlich-1	Mehlich-1
S disponível	Ca $(H_2PO_4)_2$ 500 mg L^{-1} em H_2O	$Ca(H_2PO_4)_2$ 500 mg L^{-1} em HOAc	$Ca(H_2PO_4)_2$ 500 mg L^{-1}	$Ca(H_2PO_4)_2$ 500 mg L^{-1}	$Ca(H_2PO_4)_2$ 500 mg L^{-1}
Fe, Mn, Cu e Zn disponíveis	DTPA[8]	Mehlich-1	Mehlich-1	Mehlich-1	Mehlich-1
B disponível	Água quente	Água quente	Água quente	Água quente	Água quente
Matéria orgânica	C oxidável por $Cr_2O_7^{2-}$ dosagem titulométrica ou colorimétrica	C oxidável por $Cr_2O_7^{2-}$ dosagem titulométrica ou colorimétrica	C oxidável por $Cr_2O_7^{2-}$ dosagem colorimétrica	Matéria orgânica por incineração	C oxidável por $Cr_2O_7^{2-}$ dosagem titulométrica ou colorimétrica

[1] Programa de Ensaio de Proficiência do Instituto Agronômico de Campinas, SP. [2] Programa Interlaboratorial de Controle de Qualidade de Análise de Solos de Minas Gerais. [3] Programa da Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solo e de Tecido Vegetal dos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. [4] Programa da Comissão Estadual de Laboratórios de Análises Agronômicas do Estado do Paraná. [5] Programa de Análise de Qualidade de Laboratórios de Fertilidade da Embrapa. [6] Utilizam-se resina mista (catiônica + aniônica). [7] Solução mista de cloreto de cálcio, cromato de potássio, acetato de cálcio e trietanolamina, com pH tamponado em 7,5. [8] Ácido dietilenotriaminopentaacético.

água, por exemplo, é, em geral, determinado na relação solo:solução de 1:2,5; no entanto, os laboratórios integrantes dos Programa ROLAS empregam a relação 1:1. Na determinação da acidez potencial (H + Al), empregam-se dois métodos: extração da acidez com Ca(OAc) 0,5 mol L^{-1} pH 7,0 e sua dosagem por titulometria ácido-base; e o método SMP, que se fundamenta na proporcionalidade entre o ln(H + Al) e a depressão que o pH da solução SMP, tamponado em pH 7,5, sofre quando em contato com o solo (veja capítulo V). Laboratórios que integram o PROFERT e o PAQLF, por exemplo, adotam os dois métodos.

Apesar destas variações, há relativa uniformidade nos métodos de análise empregados, comparada com a de outros países de dimensão territorial comparada à do Brasil e com agricultura altamente desenvolvida, como Austrália e Estados Unidos.

Tabelas de Interpretação

Os critérios de diagnóstico da fertilidade com base na análise química do solo, assim como as orientações para fertilização das culturas, são organizados em manuais.

Citam-se, como exemplos: Recomendações de Adubação e Calagem para o Estado de São Paulo – Boletim Técnico 100 (Raij et al., 1996), Recomendações para o Uso de Corretivos e Fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação (Ribeiro et al., 1999), Manual de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Sociedade..., 2004) e Sugestão de Adubação e Calagem para Culturas de interesse Econômico no Estado do Paraná - Circular Técnica 128 (Oliveira, 2003). Estes Manuais apresentam critérios de diagnóstico da fertilidade para os métodos de análises vinculados aos programas PEP-IAC, PROFERT, ROLAS e CELA, respectivamente. Desta forma, a aplicabilidade desses manuais no diagnóstico da fertilidade ultrapassa os limites regionais para os quais sugerem seus títulos.

O modelo de diagnóstico se fundamenta na vinculação dos teores dos nutrientes (P, K, Ca, Mg e micronutrientes) e demais resultados das análises químicas (pH, acidez trocável, acidez potencial, CTC, teor de matéria orgânica) a classes de disponibilidade ou de adequação relacionadas com a produção relativa das culturas. Classes de disponibilidade muito baixa, baixa, média e alta se relacionam, em geral, com produção relativa menor que 50, 50–70, 70–90 e 90–100 %, respectivamente. Considera-se, ainda, a classe muito alta para teores que superam o teor do limite superior da classe alta. Há particularidades, como a apresentada no Boletim Técnico 100 (Raij et al., 1996), que consideram produção relativa menor que 70, 70–90 e 90–100 %, para definir classes de muito baixa, baixa e média disponibilidade, respectivamente. A intensidade do detalhamento das classes depende da quantidade de pesquisas em que se fundamentou o processo de calibração.

A interpretação dos resultados varia de acordo com o método de análise. Na interpretação dos teores de P disponível determinado pelo método Mehlich-1, consideram-se os teores de argila (Sociedade..., 2004; Alvarez V. et al., 1999) ou o valor de P remanescente (P_{rem}) (Alvarez V. et al., 1999) (Quadro 6). Isto é necessário porque a capacidade de o Mehlich-1 extrair P diminui com o aumento do fator capacidade de P do solo, com o qual o teor de argila e o P_{rem} são, direta e indiretamente, relacionados, respectivamente (veja capítulo de VIII). Apesar da uniformidade de procedimentos, os teores de P disponível nas classes de fertilidade, de acordo com o teor de argila, utilizadas em Minas Gerais, são mais elevados que aqueles para o Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Quadro 6), e esta diferença acentua-se com a diminuição do teor de argila.

A interpretação do K disponível pelo método Mehlich-1 não considera o uso do teor de argila por não haver interferência sensível, em termos práticos, do fator capacidade do solo na eficiência do extrator. No entanto, esta eficiência pode ser afetada pela capacidade de troca de cátions a pH 7,0, o que levou a considerar esta característica na interpretação do K disponível nos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (Sociedade..., 2004) (Quadro 7).

O NC de um nutriente no solo varia com as exigências nutricionais, com a produtividade e com o estádio de desenvolvimento da planta. Apesar disto, em geral, o atual modelo de diagnóstico da fertilidade não leva em consideração estes aspectos na interpretação dos resultados de análises de solo. Há, no entanto algumas particularidades. A interpretação do P extraído pelo método da resina de troca aniônica

Quadro 6. Classes de interpretação da disponibilidade de fósforo extraído pelo método Mehlich-1, conforme o teor de argila e de fósforo remanescente (Prem), de acordo com o Manual de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina e a as Recomendações para o Uso de Corretivos e Fertilizantes em Minas Gerais

Classe de teor de argila e Prem	Classe de interpretação[1]				
	Muito baixo	Baixo	Médio	Bom	Muito bom
Argila (g kg^{-1})	mg dm^{-3}				
	Rio Grande do Sul e Santa Catarina				
> 600	≤ 2,0	2,1-4,0	4,1-6,0	6,1-12,0	> 12,0
410-600	≤ 3,0	3,1-6,0	6,1-9,0	9,1-18,0	> 18,0
210-400	≤ 4,0	4,1-8,0	8,0-12,0	12,1-24,0	> 24,0
≤ 200	≤ 7,0	7,1-14,0	14,1-21,0	21,1-42,0	> 42,0
	Minas Gerais				
> 600	≤ 2,7	2,8-5,4	5,5-8,0	8,1-12,0	>12,0
350-600	≤ 4,0	4,1-8,0	8,1-12,0	12,1-18,0	>18,0
150-350	≤ 6,6	6,7-12,0	12,1-20,0	20,1-30,0	> 30,0
≤ 150	≤ 10,0	10,1-20,0	20,1-30,0	30,1-45,0	> 45,0
Prem (mg L^{-1})					
0-4	≤ 3,0	3,1-4,3	4,4-6,0	6,1-9,0	> 9,0
4-10	≤ 4,0	4,1-6,0	6,1-8,3	8,4-12,5	> 12,5
10-19	≤ 6,0	6,1-8,3	8,4-11,4	11,5-17,5	> 17,5
19-30	≤ 8,0	8,1-11,4	11,5-15,8	15,9-24,0	> 24,0
30-44	≤ 11,0	11,1-15,8	15,9-21,8	21,9-33,0	> 33,0
44-60	≤ 15,0	15,1-21,8	21,9-30,0	30,1-45,0	> 45,0

[1] Para Rio Grande do Sul e Santa Catarina as classes de teor bom e muito bom correspondem a alto e muito alto, respectivamente.
Fonte: Sociedade... (2004); Alvarez V. et al. (1999).

Quadro 7. Classes de interpretação da disponibilidade de potássio extraído pelo método Mehlich-1, conforme a capacidade de troca de cátions a pH 7,0, de acordo com o Manual de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina

Classe de CTC a pH 7,0	Classe de interpretação				
	Muito baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito alto
$cmol_c$ dm^{-3}	mg dm^{-3}				
> 15	≤ 30	31-60	61-90	91-180	> 180
5,1-15	≤ 20	21-40	41-60	61-120	> 120
≤ 5,0	≤ 15	16-30	31-45	46-90	> 90

Fonte: Sociedade... (2004).

proposta no Boletim Técnico 100 (Raij et al., 1996) não considera qualquer característica relacionada com o fator capacidade para P do solo, mas observa a exigência da cultura em P. As culturas foram agrupadas em ordem crescente de exigência nutricional em: florestais, perenes, anuais e hortaliças (Quadro 8).

Quadro 8. Classes de interpretação da disponibilidade de fósforo extraído pelo método da resina de troca, conforme a exigência nutricional da cultura, de acordo com o manual de Recomendações de Adubação e de Calagem para o Estado de São Paulo – Boletim Técnico 100

Grupo de culturas	Classe de interpretação				
	Muito baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito alto
	mg dm^{-3}				
Florestais	≤ 2	3-5	6-8	9-16	> 16
Perenes	≤ 5	6-12	13-30	31-60	> 60
Anuais	≤ 6	7-15	16-40	41-80	> 80
Hortaliças	≤ 10	11-25	26-60	61-120	> 120

Fonte: Raij et al. (1996).

Na 5ª Aproximação (Ribeiro et al., 1999), há, também, diferenciação dos teores extraídos pelo método Mehlich-1 de acordo com a cultura e com o estádio de desenvolvimento para algumas delas. Para hortaliças (Fontes, 1999), por exemplo, os teores de P e K disponíveis são quatro e 1,3 vezes maiores, respectivamente, do que aqueles apresentados no quadro 6. Há critérios específicos para interpretar os teores P para o plantio de lavouras de café, considerando teores disponíveis três vezes maiores do que aqueles apresentados no quadro 6 (Guimarães et al., 1999). No diagnóstico da disponibilidade do K para a fase de manutenção da lavoura de café, é considerado teor 1,5 maior do que aqueles considerados para as culturas anuais. Na interpretação dos teores de P e K (Mehlich-1) e de Ca^{2+} e Mg^{2+} (KCl 1 mol L^{-1}) para a cultura do eucalipto, consideram-se níveis críticos para a fase de produção de mudas e para a fase de campo (manutenção) e estes variam de acordo com a produtividade (Barros & Novais, 1999) (Quadro 9).

A falta de um método analítico indicador da disponibilidade do N é uma particularidade no atual modelo brasileiro de diagnóstico da fertilidade do solo. Nos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, infere-se sobre a disponibilidade do N a partir dos teores de matéria orgânica. Teores inferiores ou iguais a 2,5, de 2,6 a 5,0, e superiores a 5,0 % de matéria orgânica indicam baixa, média e alta disponibilidade, respectivamente (Sociedade..., 2004). De acordo com o Boletim Técnico 100 (Raij et al., 1996), a disponibilidade de N varia com o manejo do solo e com a cultura anterior, caracterizando-se solos com baixa, média e alta resposta esperada à adubação nitrogenada. Segundo esses critérios, a probabilidade de as culturas responderem à adubação nitrogenada é baixa (alta disponibilidade) em solos sob pousio por mais de dois anos, ou após pastagem e cultivo intensivo com leguminosas. Esta probabilidade é média, quando os solos são ácidos, propiciam baixa produtividade, são cultivados esporadicamente com leguminosa, ou, ainda, com pousio menor que um ano. Espera-se alta resposta (baixa disponibilidade) nos solos corrigidos, com média a alta disponibilidade de P e K, cultivados intensamente com gramíneas ou outras culturas não-fixadoras de N_2, manejados com plantio direto nos primeiros anos e solos arenosos.

Quadro 9. Teores críticos de fósforo e potássio extraídos pelo método Mehlich-1 e de cálcio e magnésio trocáveis extraídos com KCl 1 mol L^{-1}, para diferentes fases e produtividade de eucalipto, de acordo com as Recomendações para o Uso de Corretivo e Fertilizantes em Minas Gerais – 5ª aproximação

Nutriente	Solo	Produção de mudas	Fase de campo (manutenção)			
			Incremento médio anual (m^3 ha^{-1})			
			20	30	40	50
		mg dm^{-3}				
P	Argiloso	60	4,3	4,3	4,4	4,5
	Arenoso	80	6,2	6,3	6,4	6,5
K		10	45	60	75	90
		$cmol_c$ dm^{-3}				
Ca^{2+}		0,20	0,45	0,60	0,470	0,80
Mg^{2+}		0,05	0,10	0,13	0,16	0,19

Fonte: Barros & Novais (1999).

Tabelas de Recomendações de Fertilizantes

O caráter regional dos Manuais já citados se expressa nas recomendações de fertilizantes, fundamentadas na experimentação agrícola. Experimentos de resposta das culturas às doses dos nutrientes são fundamentais para dar sustentação à fase da calibração que resulta na definição das doses a serem recomendadas, embora a experiência de profissionais que trabalham com as diferentes culturas em cada região seja de grande importância, sobretudo para aquelas culturas com pouca experimentação.

As recomendações de fertilizantes no atual modelo têm por propósito elevar o teor do nutriente no solo ao NC relacionado, usualmente, com 80 a 90 % da produção máxima. Assim, conceitualmente, as recomendações têm o caráter corretivo, para classes de muito baixa e de média disponibilidade, de reposição para classes de alta e de muito alta disponibilidade.

Nesses Manuais, as recomendações de fertilizantes para as diferentes culturas são sistematizadas em tabelas de acordo com as classes de disponibilidade dos nutrientes disponíveis no solo. Recomendações de acordo com metas de produtividade, ou produtividade esperada são comuns nos Manuais, o que é coerente, considerando que maiores produtividades demandam maiores quantidades de nutrientes, enquanto maiores produções possibilitam maior renda e maior inversão de capital em fertilizantes. No entanto, deve-se considerar que a produtividade depende, também, do potencial genético da planta, das condições climáticas, do manejo da cultura, do uso ou não de irrigação e de outros fatores. Assim, não se deve confundir produtividade esperada com produtividade desejada (Raij et al., 1996), devendo ser a expectativa de produtividade baseada nos valores médios de safras anteriores (Sociedade..., 2004).

Constata-se maior detalhamento nas recomendações de P e de K e de micronutrientes para algumas culturas. As recomendações de Ca e Mg estão vinculadas à correção da acidez. As recomendações de N, como já comentado, são fundamentadas em resultados de experimentos locais de resposta a doses de N (Ribeiro et al., 1999), no diagnóstico indireto da disponibilidade por meio do teor de matéria orgânica (Sociedade..., 2004) ou do manejo do solo e culturas anteriores (Raij et al., 1996), como já comentado.

Nesses Manuais, não há perfeita equivalência das doses recomendadas para as culturas com mesma faixa de produtividade e mesma classe de disponibilidade dos nutrientes, embora sejam elaboradas com a mesma fundamentação. No quadro 10, exemplificam-se as discrepâncias entre as recomendações de P e K, para o milho, soja, cana-de-açúcar, tomate e pimentão, bem como são consideradas diferentes classes de disponibilidades para orientar as recomendações. Tais variações devem-se, em parte, a condições regionais relacionadas com os cultivos, como, por exemplo, variedades e manejo. Para algumas culturas a falta de resultados experimentais faz com que as doses sejam definidas de acordo com as experiências pessoais de técnicos envolvidos com a cultura. Esta pode ser uma das explicações para as maiores diferenças entre as doses recomendadas para as olerícolas, como exemplificado para o tomate e pimentão (Quadro 10).

No entanto, mais importante do que a equivalência entre as doses é, seguramente, a consistência entre as recomendações, cujo grau pode ser verificado por meio da correlação entre as doses recomendadas. Para uma análise dessa consistência, compararam-se as doses de N, P_2O_5 e K_2O recomendadas para quatorze culturas anuais, para solos com teores baixos e altos de P e de K disponíveis no solo, segundo a 5ª Aproximação (Ribeiro et al., 1999) e o Boletim Técnico 100 (Raij et al., 1996) (Quadros 11 e 12). As doses médias de N, P_2O_5 e K_2O recomendadas em ambos os Manuais, para as culturas anuais tendem a ser semelhantes entre si.

A regressão positiva e significativa entre as doses de N (0,692) revela relativa coerência entre as recomendações de adubação nitrogenada nos dois Manuais (Quadro 13), apesar da falta de um critério comum de diagnóstico da disponibilidade deste nutriente. Se comparadas as doses de N recomendadas em São Paulo com as doses de P recomendadas em Minas Gerais, e vice-versa, as correlações não são significativas (embora numericamente negativas). Como se sabe, o contrário seria esperado, uma vez que para a obtenção de grandes respostas à aplicação de N, maior suprimento de P ao solo é essencial (Novais & Smyth, 1999). De acordo com este mesmo foco, de modo geral, as correlações entre as recomendações de N e K não foram significativas (embora numericamente positivas). Em termos gerais, as correlações entre as doses de K e de P, do mesmo modo, não foram significativas (Quadro 13). Para as recomendações de P e de K, há elevada consistência entre as recomendações para solos com baixa disponibilidade destes nutrientes, evidenciada pelos coeficientes de correlações significativos de 0,889 e 0,806, respectivamente. Não há correlação significativa, no entanto, entre as doses de P recomendadas na 5ª Aproximação e aquelas recomendadas no Boletim Técnico 100, para solo com alto teor deste nutriente (Quadro 13). A mesma falta de consistência se verifica entre as recomendações de adubação potássica para solo com alta disponibilidade de K.

Quadro 10. Doses de fósforo e de potássio, recomendadas para diferentes culturas, de acordo com a classe de teores de fósforo e potássio e faixas de produtividade, segundo as Recomendações para o Uso de Corretivo e Fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação (MG)[1], Recomendações de Adubação e de Calagem para o Estado de São Paulo – Boletim Técnico 100 (SP)[2] e Manual de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (RS/SC)[1]

Classe de teores[3]	P_2O_5			K_2O		
	MG	SP	RS/SC	MG	SP	RS/SC
	kg ha^{-1}					
	Milho (6-8 t ha^{-1})					
MB	-	90	105	-	50	80
B	100	70	85	70	50	60
M	80	50	65	60	50	40
A	50	30	45	40	30	30
MA	-	-	<45	-	-	<30
	Soja (2,5 a 3,0 t ha^{-1})					
MB	-	80	85	-	80	110
B	120	60	65	120	60	90
M	80	40	45	80	50	70
A	40	20	30	40	30	45
MA	-	-	< 30	-	-	< 45
	Cana (100 -150 t ha^{-1})					
MB	-	180	140	-	150	130
B	150	120	110	160	120	100
M	100	80	90	120	80	80
A	50	60	60	80	60	60
MA	-	-	< 60	-	0	< 60
	Tomate (100 t ha^{-1})					
MB	-	-	750		-	375
B	900	800	600	800	300	300
M	800	500	450	600	200	225
A	600	300	300	400	100	150
MA	400	-	= 250	200		= 125
	Pimentão (30 t ha^{-1})					
MB	-	-	240	-	-	270
B	300	600	180	240	180	230
M	240	320	140	180	120	190
A	150	160	100	80	60	150
MA	50	-	= 80	-	-	= 80

[1] Teores disponíveis de P e K obtidos por extração com Melhich-1. [2] Teores de P e K extraídos por resina mista. [3] MB, B. M, A e MA correspondem a teor muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto, respectivamente. Para a 5ª Aproximação A e MA equivalem a bom e muito bom, respectivamente.

A comparação entre as doses recomendadas em cada um destes Manuais também revela algumas inconsistências. Na 5ª Aproximação, embora não-significativa, há tendência para recomendar maiores doses de N combinadas com menores doses de P, ou o inverso (r = - 0,337). Também no Boletim Técnico 100, não há interdependência entre doses de N e de P_2O_5, evidenciada pelas baixas correlações não-significativas (Quadro 13).

Quadro 11. Doses de nitrogênio e de fósforo (P_2O_5) e potássio (K_2O), de acordo com a classe de teores baixos e bons (altos) de fósforo e potássio disponíveis no solo, extraídos pelo Mehlich-1, para culturas anuais segundo a 5ª Aproximação[1]

Cultura	Produtividade	N[2]	P_2O_5		K_2O	
			Baixo	Bom	Baixo	Bom
	t ha^{-1}	kg ha^{-1}				
Algodão	2,0-2,5	50 a 80	100	40	100	70
Amendoim	1,8	0[3]	80	40	60	20
Arroz sequeiro	2,5-3,0	50-60	75	25	70	20
Arroz irrigado	5,0-6,0	90	90	30	70	20
Cana-de-açúcar (plantio)	< 120,0	< 60	120	40	120	60
	> 120,0[4]	60	150	50	160	80
Cana-de-açúcar (soca)	< 60	60	40	0	80	0
	60-80	80	40	0	110	30
	> 80[4]	100	40	0	140	60
Feijão	< 1,2	20	70	30	30	20
	1,2-1,8	20	80	40	30	30
	1,8-2,5[4]	30	90	50	40	40
	> 2,5	40	110	70	50	60
Girassol	1,5-2,5	60	70	30	70	30
Mamona	1,5-2,0	40	90	30	90	30
Mandioca	20	40	80	20	60	20
Milho	4-6[5]	70-80	80	30	50	20
	6-8	110-120	100	50	70	40
	> 8	150-160	120	70	90	60
Soja	2,5-3,0	0[2]	120	40	120	40
Sorgo	4-6[4]	50-60	70	30	50	20
	6-8	90-100	80	40	70	40
Trigo	2,1-3,6	50-70	90	80	75	45
Média ($\bar{y}$)		60,8	87,5	35,4	82,5	36,8
Desvio-padrão (s)		20,2	25,8	18,0	35,7	20,3

[1] Recomendações para o Uso de Corretivos e Fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação (Ribeiro et al., 1999). [2] A dose recomendada corresponde à quantidade aplicada no plantio mais a aplicada em cobertura. [3] N não recomendado e não utilizados no cálculo de $\bar{y}$ e de s. [4] Valores (médias) utilizados para o cálculo das correlações apresentadas no quadro 13.

Independentemente da classe de disponibilidade dos nutrientes no solo, não há, em termos gerais, boa consistência entre as doses de P e K recomendadas nos dois Manuais.

O modelo brasileiro de diagnóstico da fertilidade e de recomendação, apesar de suas variações e limitações, é um símbolo de competência agronômica e reflete o significativo avanço das pesquisas ao longo de mais de quatro décadas. As tabelas de interpretação e de recomendação contribuíram para sanar a falta de uniformidade de critérios entre aqueles que interpretam os resultados das análises químicas do solo e

Quadro 12. Doses de nitrogênio, fósforo (P_2O_5) e potássio (K_2O), recomendadas para culturas anuais, considerando solo com teores baixos e altos de fósforo e potássio disponíveis, extraídos por resina mista (aniônica e catiônica), segundo o Boletim Técnico 100[1]

Cultura	Produtividade	N[2]	P_2O_5		K_2O	
			Baixo	Alto	Baixo	Alto
	t ha^{-1}	kg ha^{-1}				
Algodão	2,0-2,4	60	100	30	100	35
Amendoim	1,5-3,0	0[3]	80	20	40	20
Arroz sequeiro	1,5-2,5	40	60	0	40	0
Arroz irrigado	4,0-6,0	70	70	0	80	0
Cana-de-açúcar (plantio)	100-150	75	180	60	150	0
Cana-de-açúcar (soca)	80-100	100	30	0	130	70
Feijão	1,5-2,5	50	70	10	50	10
Girassol	1,5	50	70	20	60	20
Mamona	1,5-2,0	60	80	40	40	20
Mandioca	20,0	20	80	20	60	20
Milho	4,0-6,0	60	80	30	70	20
Soja	2,5-2,9	0[3]	80	20	70	20
Sorgo	2,0-4,0	30	60	20	50	0
Trigo	1,0-2,0	40	80	20	40	10
Média ($\bar{y}$)		54,6	80,0	20,7	70,0	17,5
Desvio-padrão (s)		21,5	32,8	16,4	34,6	18,5

[1] Recomendações de Adubação e Calagem para o Estado de São Paulo – Boletim Técnico 100 (Raij et al., 1996). [2] A dose recomendada corresponde à quantidade aplicada no plantio mais a aplicada em cobertura. [3] Não recomendado e não utilizado nos cálculos de $\bar{y}$ e de s utilizados para o cálculo das correlações apresentadas no quadro 13.

recomendam corretivos e fertilizantes. A partir delas, as recomendações são mais uniformes entre todos os técnicos, embora possam conter inconsistências e, por conseguinte, inexatidões.

Sistema Simplificado de Interpretação de Análise de Solo e Recomendação de Corretivos e Fertilizantes[6]

Profissionais envolvidos na recomendação de fertilizantes para as culturas podem ser divididos, historicamente, em dois grupos: aqueles que sobreviveram sem as tabelas de interpretação de análise de solos e recomendação de fertilizantes, que simplificariam sua convivência com os resultados das análises e suas interpretações, e aqueles, mais recentes, que tiveram nessas tabelas parceiros inseparáveis e a garantia de uma convivência pacífica com os fazendeiros.

[6] As bases desta seção foram apresentadas por Roberto Ferreira Novais & Víctor Hugo Alvarez V. (2002), em uma palestra na FertBio 2002, em Santa Maria, RS (não publicada).

Quadro 13. Coeficientes de correlação linear simples entre doses de nitrogênio, fósforo (P_2O_5) e potássio (K_2O), recomendadas para quatorze culturas anuais[1], considerando solos com baixo e alto (bom) teores de fósforo e de potássio, segundo o Boletim Técnico 100 e a 5ª Aproximação

5ª Aproximação		N	Boletim Técnico 100[2]				5ª Aproximação[3]			
			P_2O_5		K_2O		P_2O_5		K_2O	
			Baixo[4]	Alto[4]	Baixo[4]	Alto[4]	Baixo[5]	Bom[5]	Baixo[5]	Bom[5]
N[6]		0,692**	-0,138^{ns}	-0,182^{ns}	0,485^{ns}	0,245^{ns}	-0,337^{ns}	-0,316^{ns}	0,181^{ns}	0,222^{ns}
P_2O_5	B	-0,137^{ns}	0,889**		0,311^{ns}	-0,483*			0,420^{ns}	0,461*
	A	-0,276^{ns}		0,351^{ns}	-0,228^{ns}	-0,500*			-0,094^{ns}	0,229^{ns}
K_2O	B	0,406^{ns}	0,447^{ns}	0,378^{ns}	0,806**					
	A	0,487*	0,542*	0,446^{ns}		0,345^{ns}				
Boletim Técnico 100										
N										
P_2O_5	B	0,050^{ns}								
	A	0,039^{ns}								
K_2O	B	0,635**	0,460*	0,312^{ns}	_					
	A	0,348^{ns}	-0,393^{ns}	-0,184^{ns}		_				

[1] Culturas relacionadas nos quadros 11 e 12. [2] Recomendações de Adubação e Calagem para o Estado de São Paulo – Boletim Técnico 100 (Raij et al., 1996). [3] Recomendações para o Uso de Corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação (Ribeiro et al., 1999). [4] P e K disponíveis extraídos por resina mista (aniônica e catiônica). [5] P e K disponíveis extraídos por Mehlich-1. [6] Para a correlação com doses de N as culturas amendoim e soja foram excluídas por não se recomendar esse nutriente para elas. Quando as doses de N eram indicadas por um intervalo, considerou-se o valor médio. ^{ns}, *, **: não-significativo e significativos a 5 e 1 %, respectivamente.

Essas tabelas têm sido de indiscutível importância para os componentes de uma cadeia técnico-científica, que vai dos estudantes de agronomia e de cursos correlatos aos profissionais e fazendeiros tecnicamente mais evoluídos. Professores e pesquisadores intermediam essa cadeia, preparando-as, corrigindo-as, elaborando novas versões e demonstrando suas utilizações aos demais componentes da cadeia. Apesar de suas evidentes vantagens, essas tabelas geraram grande dependência nos profissionais. A não-disponibilidade momentânea de uma delas impede, muitas das vezes, o profissional de interpretar os resultados de uma análise de solo e de recomendar fertilizantes para as culturas. É desejável que o profissional tenha, também, certo grau de independência dessas tabelas, permitindo que proceda a interpretações e recomendações, com boa aproximação das doses desejadas.

Por isso, tendo como base as Recomendações para o Uso de Corretivos e Fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação (Ribeiro et al., 1999), Novais & Alvarez V. (2002)[7], prepararam uma síntese da interpretação da análise de solo e da recomendação de fertilizante de fácil memorização e de grande abrangência, que pode ser resumida em um pequeno cartão (Figura 12).

[7] Novais & Alvarez V. (2002), em uma palestra na FertBio 2002, em Santa Maria, RS (não publicada).

UM MÉTODO SIMPLES DE INTERPRETAR ANÁLISES DE SOLO E RECOMENDAR CALCÁRIO E FERTILIZANTES PARA CULTURAS ANUAIS, OLERÍCOLAS E PERENES

R.F. Novais[1]

Interpretação dos resultados de fósforo e potássio disponíveis do solo

Faixa de Disponibilidade	Fósforo Mehlich-1 (argila %) > 35 (< 15)[2]	35-15 (15-35)	< 15 (> 35)	Fósforo Resina	Potássio Disponível (Trocável)
	mg dm^{-3}				
Baixo	0-5	0-10	0-20	0-20	0-30
Médio	6-10	11-20	21-40	21-40	31-60
Alto	> 10	> 20	> 40	> 40	> 60

[2] Valores em parênteses referem-se ao P remanescente em mg L^{-1} obtido pela agitação de 60 mg L^{-1} de P em um solução de $CaCl_2$ 10 mmol L^{-1}, com a amostra, numa reação solo:solução de 1:10, por uma hora.

[1] Departamento de Solos/UFV (rfnovais@ufv.br)

Recomendação de Calcário

$2\,Al^{3+} + 2\,(Ca^{2+} + Mg^{2+}) = 1\,ha^{-1}$ calcário (PRNT = 100%)

Aumentar em 25% a dose estimada para solos argilosos (>35% de argila) e diminuir em 25% para solos arenosos (<15%) de argila

Recomendação de NPK aplicado na linha de plantio (N parcelado), para culturas anuais e para hortícolas

P e K disp.	Culturas anuais N	Culturas anuais P_2O_2[2] ou K_2O[2]	Hortícolas N	Hortícolas P_2O_2[2] ou K_2O[2]
	kg ha^{-1}			
Baixo	50	90	X 3	
Médio	50	60		
Alto	50	30		

[1]As doses recomendadas para as hortícolas são três vezes maiores do que para as culturas anuais. [2]Recomendaçao de doses maiores quando produtividades maiores são esperadas. [3]Para solos com alto P disponível, a dose de N pode ser aumentada em até três vezes; para culturas com efetivação de N, fertilização nitrogenada não é recomendada. [4]Parte do fertilizante nitrogenado mineral pode ser suprida em formas orgânicas (estercos).

Recomendação de Fertilizantes NPK para aplicação em cova (ou em solo-substrato para produção de mudas), para plantas perenes

Implantação

10 kg de superfosfato simples (ou equivalente) por m^3 de cova ou volume de substrato (a dose de P poderá ser reduzida a 1/2 para solos com mais de três vezes o "disponível" para a "faixa de disponibilidade" considerada alta).

N: 200 g de N por m^3 de volume de cova ou substrato

K: (200 mg dm^{-3} - K disponível no solo) x 1,2 = g de K_2O por m^{-3} de volume de cova ou substrato.

Manutenção (cobertura)

1º Ano	Adulto (produção)		
100-150 g[1]	300 g[1]	400-600 g[1]	800-1.200 g[1]
Café		Café	
Fruteiras			Fruteiras
Eucalipto	Eucalipto		
Árvores			Árvores

[1]Dose por planta na forma de 20-5-20 ou 2/3 da dose na forma de 5-10-30. Dividir a dose recomendada em três aplicações a serem feitas durante o período chuvoso.

Recomendação de micronutriente (quando necessário)

4 kg ha^{-1} do elemento (sulco de plantio, cobertura ou cova). Mo é exceção - recomendam-se 20 kg ha^{-1}.

Recomendação de enxofre (quando necessário)

30 kg ha^{-1} do elemento (sulco de plantio, cobertura ou cova).

Figura 12. Método simplificado de interpretação das análises de solo e de recomendações de calcário e de fertilizantes para culturas anuais, perenes e hortícolas.

Fonte: Novais & Alvarez (2002). (Palestra não publicada - veja nota de rodapé 6).

Constatou-se semelhança muito grande entre as culturas anuais, quanto à dose de N (Quadro 11). Assim, independentemente da análise de solo, uma vez que para N não há, ainda, métodos de análise química de rotina que indiquem sobre sua disponibilidade no solo, recomendam-se 50 kg ha^{-1} de N, como dose total, a ser parcelada, segundo características da cultura (Figura 12). Se não houver informações específicas, sugere-se aplicar de metade a um terço desta dose no plantio e o restante 15 a 20 dias após a

emergência das plantas. Com isso evita-se o comprometimento da germinação das sementes atribuído à salinidade dos fertilizantes nitrogenados e diminuem-se as perdas do N por lixiviação e, dependendo da fonte de N, por volatilização.

Para P, a interpretação da análise de solos mostra-se dependente do extrator utilizado (Mehlich-1, ou Resina). Como o Mehlich-1 sofre desgaste crescente com o aumento do poder tampão de P do solo, como já comentado, estabeleceram-se três classes de disponibilidade: baixa, média e alta, como variáveis de uma medida do poder tampão do solo: teor de argila ou P-remanescente (Prem). Como já detalhado no capítulo VIII, esta última medida é mais conveniente por incluir tanto o teor como a qualidade da fração argila. Embora apenas três classes de disponibilidade de P no solo sejam utilizadas nesse modelo simplificado, interpolações aproximadas para valores intermediários de análise e de doses poderão ser facilmente estabelecidas.

Os teores de argila que separam as três classes texturais (argilosa, média e arenosa) têm no Prem valores simétricos. Os solos argilosos, com mais de 35 % de argila (ou 350 g kg^{-1}), apresentam valores de Prem menores que 15 mg L^{-1}, enquanto os solos arenosos (< 15 % de argila) têm valores de Prem maiores que 35 mg L^{-1}, e os de textura média (15 a 35 % de argila) têm os valores correspondentes de Prem na faixa de 35 a 15 mg L^{-1}. Portanto, é fácil memorizar que os limites das classes texturais têm em seus recíprocos os valores de Prem.

Sabendo que, para um solo argiloso (> 35 % de argila ou < 15 mg L^{-1} de Prem), o teor de P-Mehlich-1 considerado baixo é menor que 5 mg dm^{-3} de P, médio entre 6 e 10 e alto maior que 10 mg dm^{3}, verifica-se, nesta seqüência, uma progressão aritmética a partir do valor de 5 mg dm^{-3}. Esta progressão se repete tanto nas outras duas classes texturais como dentro de cada uma delas, para baixo, médio e alto teor de P disponível (Figura 12). Assim, a partir da faixa de 0–5 mg dm^{-3}, todas as demais são deduzidas facilmente e, mesmo, memorizadas.

Como o P extraído pela resina não sofre desgaste, suas faixas de disponibilidade são as mesmas daquelas para o Mehlich-1 nos solos arenosos (condição em que há o mínimo desgaste deste extrator), isto é: menor que 20, 21–40 e maior que 40 mg dm^{-3} de P, para baixo, médio e alto teor, respectivamente. Compreende-se, assim, a razão para valores maiores de P extraído pela resina que de P extraído pelo Mehlich-1 nos solos argilosos para o mesmo status de disponibilidade de P no solo.

Os teores (baixo, médio e alto) correspondentes às faixas de disponibilidade de K independem do poder tampão do solo. Dada a natureza e intensidade da ligação iônica deste cátion com o solo, a extração de sua forma trocável é considerada total, mesmo que haja desgaste do extrator Mehlich-1. Pelo mesmo motivo, aproximam-se dos teores extraídos pela resina de troca catiônica. De novo, considerando que valor menor que 30 mg dm^{-3} de K disponível (trocável) corresponde ao teor baixo, os valores para teor médio e alto, para os dois extratores, são facilmente deduzidos, em razão da variação aritmética entre os valores: 31 a 60 e maior que 60 mg dm^{-3}, respectivamente.

As doses de P (P_2O_5) e de K (K_2O) recomendadas, de acordo com o modelo descrito nas seções anteriores, mostram-se dependentes da classe de disponibilidade destes nutrientes no solo. Novamente, sabendo-se que, para solos com disponibilidade baixa

de P e, ou, de K, a dose recomendada para as culturas anuais é de 90 kg ha^{-1} de P_2O_5 e, ou, de K_2O, respectivamente, havendo para o teor médio e alto um decréscimo, também aritmético, deduzem-se facilmente as doses de 60 e 30 kg ha^{-1}, respectivamente, de P_2O_5 e, ou, K_2O (Figura 12). As doses de K_2O, embora sejam, em média, superiores àquelas indicadas nas tabelas (Quadros 11 e 12), são aceitáveis, uma vez que pesquisas têm indicado problemas crescentes de deficiência de K ao longo dos anos de cultivo (Santos, 2002; Oliveira, 2002; Possamai, 2003).

Este modelo simplificado (Figura 12) inclui, também, a recomendação para as hortícolas ou olerícolas, assumindo que as doses para estas culturas (Quadro 14) são, aproximadamente, três vezes maiores do que aquelas recomendadas para as culturas anuais (Quadros 11 e 12). Embora esse fator esteja entre 2,1 para K (baixo teor) e 2,7 para P (baixo teor), utilizou-se o fator três por acreditar que, para a horticultura, esses aumentos seriam recomendáveis, uma vez que, na prática, sintomas visuais de deficiência de K são mais freqüentes do que de P.

Recomendação semelhante foi desenvolvida para culturas perenes (Figura 12), em que tanto o calcário como os fertilizantes são homogeneizados com todo o volume de solo (substrato) da cova de plantio de uma muda, bem como para o preparo de substrato para produção de mudas (café, eucalipto, fruteiras, ornamentais, etc.). Para as culturas já discutidas, os fertilizantes, de modo particular as fontes de P, são aplicados localizadamente, favorecendo mais a planta como dreno preferencial que o solo. Isso não se aplica no caso das perenes, em que a adubação de plantio deverá ser constituída por grandes doses de uma fonte de P na cova, em razão de sua reduzida mobilidade no solo e do pequeno volume de solo explorado pelo sistema radicular. Fontes de N e K, se aplicadas em grandes quantidades no plantio, podem causar plasmólise em virtude da alta salinidade (veja capítulo XII) e favorecer perdas de N e K por lixiviação. Assim, essas fontes devem ser aplicadas mais tarde, em cobertura, próximo à planta ou, generalizando, na projeção da copa. A exemplo do que se faz no cultivo do cafeeiro, devem-se usar aplicações de formulações ricas em P, ou apenas uma fonte de P, como superfosfato simples no plantio, e NK ou NPK como 20–0–20 ou 20–5–20 em doses baixas inicialmente, primeiro ano, que deverão ser aumentadas com o crescimento das árvores nos anos seguintes, até um valor máximo, que será repetido, anualmente, quando a planta estiver em produção plena.

Apresenta-se, também, uma simplificação para o modelo geral de recomendação de calagem. A utilização da fórmula fundamentada na saturação por bases (Raij et al., 1996) é de fácil memorização, o que não acontece com a fórmula baseada na neutralização do Al^{3+} e elevação dos teores de Ca^{2} + Mg^{2+} (Alvarez V. & Ribeiro, 1999). Na estimativa da necessidade de calagem (NC), esta leva em consideração o fator de correção Y, que varia de acordo com o poder tampão de acidez, a tolerância da cultura ao alumínio (valor m tolerável) e o teor crítico de Ca^{2+} + Mg^{2+}. Neste modelo simplificado (Figura 12), considera-se uma versão anterior desta fórmula[8], em virtude de a sua fácil memorização:

[8] Nas primeiras décadas da expansão da fronteira agrícola para os Cerrados o sucesso dos cultivos ocorreu com doses de calcário estimadas por meio dessa fórmula. Apesar de todo o seu sucesso, sem a correção sugerida, ela subestimava doses de calcário para os solos argilosos (> 35 % de argila) e superestimava para os arenosos (< 15 % de argila).

$$NC = 2Al^{3+} + 2 - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) = t\ ha^{-1}\ \text{calcário com PRNT} = 100\ \%.$$

A dose encontrada se aplica para solos de texturas médias (Prem de 15 a 35 mg L^{-1}). A partir desta dose, acrescentam-se 25 % para os solos argilosos (Prem < 15 mg L^{-1}) e diminuem-se 25 % para os arenosos (Prem > 35 mg L^{-1}). As doses são corrigidas, considerando o PRNT do calcário disponível e incorporadas a 0–20 cm de profundidade ou no volume de solo da cova de plantio nas culturas perenes.

Quadro 14. Doses de nitrogênio, fósforo (P_2O_5) e potássio (K_2O), recomendadas para culturas hortícolas em solos com teores baixos de fósforo e potássio disponíveis, segundo a 5ª Aproximação[1]

Cultura	N[2]	P_2O_5[3]	K_2O[3]
	kg ha^{-1}		
Abóbora italiana	120	200	240
Abóbora menina	60	150	100
Alface	150	400	120
Alho	80	250	80
Batata Doce	60	180	90
Batata Inglesa	190	420	350
Beringela	100	200	160
Beterraba	100	300	240
Brócolos	150	400	240
Cebola	120	300	180
Cebolinha	160	200	120
Mandioquinha salsa	40	180	90
Cenoura	120	400	320
Chuchu	430	200	360
Couve-flor	150	300	240
Ervilha	90	150	120
Jiló	100	200	160
Melancia	120	200	150
Milho Doce	120	100	80
Morango	220	400	350
Pepino	120	300	250
Pimentão	150	300	240
Quiabo	120	240	240
Repolho	150	400	240
Tomate rasteiro	120	600	200
Tomate tutorado	400	1250	800
Média	143	316	221
Desvio-padrão	89	222	146

[1] Recomendações para o Uso de Corretivos e Fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação (Ribeiro et al., 1999). [2] A dose recomendada corresponde à quantidade aplicada no plantio mais a aplicada em cobertura. [3] Para teores, médios, altos e muito altos de P e de K no solo, as doses recomendadas são de 77, 53 e 30 % das recomendadas para teores baixos.

Sistemas de Recomendação de Fertilizantes com Base em Modelagem

Em razão da complexidade das relações solo-planta, de suas influências na disponibilidade dos nutrientes, têm sido desenvolvidos sistemas de balanço nutricional para recomendar corretivo e fertilizante. Esses sistemas podem ser mecanísticos (baseados em processos), empíricos (baseados em constatações experimentais) ou semi-empíricos (mistos entre mecanísticos e empíricos). Esses sistemas são chamados de modelos pelo fato de serem compostos de funções matemáticas que buscam representar os processos naturais que determinam a disponibilidade e a absorção dos nutrientes.

Nos modelos mecanísticos, busca-se representar, matematicamente, os processos de transferência dos nutrientes entre os compartimentos do solo (fração sólida – orgânica e mineral – e solução do solo), os equilíbrios entre frações ou formas químicas em que eles se encontram e suas relações com os teores disponíveis no solo, ou, ainda, os processos envolvidos na absorção pelas raízes das plantas. Em virtude da complexidade desses processos, a capacidade preditiva desses modelos nem sempre é muito elevada, ou seja, matematicamente, não se reproduz com acurácia os processos que ocorrem na rizosfera, por exemplo. Além disso, a quantidade de variáveis requeridas para alimentar esses modelos é grande e detalhada, e nem sempre são determinadas rotineiramente. Tais fatos dificultam ou inviabilizam a utilização prática desses modelos para a recomendação de fertilizantes. Vários modelos mecanísticos estimam os teores dos nutrientes na solução do solo ou a absorção pela planta, mas sem considerar a demanda nutricional da cultura. Em geral, consideram a liberação do nutriente da fase sólida para a fase líquida (mecanismos de dessorção ou de mineralização); o movimento do nutriente por fluxo de massa ou difusão na solução do solo até à superfície das raízes [modelo de Tinker & Nye (2000)] e a absorção do nutriente pela raiz [segundo os princípios cinéticos descritos pela equação de Michaelis-Menten (Barber, 1995)]. Dentre os modelos, o UPTAKE (Barber, 1995) e o COMP8 (Smethurst & Comerford, 1993) são os mais utilizados para estimar a disponibilidade e absorção de nutrientes pelas plantas.

O modelo UPTAKE foi desenvolvido para descrever os processos envolvidos na absorção de nutrientes pelas plantas, considerando o tamanho e o crescimento das raízes, a cinética de absorção do nutriente e o suprimento de nutrientes do solo para a superfície das raízes. A área superficial das raízes é definida a partir do comprimento inicial (L_o), raio médio (r_o) e taxa de alongamento (K) das raízes (Barber, 1995). A relação entre o influxo de nutrientes (absorção) e a concentração do nutriente na solução do solo junto à superfície da raiz (C_{lo}) é estabelecida a partir de três parâmetros cinéticos: influxo máximo ($I_{máx}$) sob altos valores de C_{lo}; C_{lo} abaixo da qual o influxo líquido cessa ($C_{mín}$) e a C_{lo} onde o influxo líquido corresponde a ½ $I_{máx}$ (K_m). A taxa de suprimento de nutriente do solo para a superfície da raiz é definida por cinco variáveis: a concentração inicial do nutriente na solução do solo (C_{li}); o poder tampão do solo para o nutriente (b); o coeficiente de difusão efetiva do nutriente no solo (D_e); o influxo de água (v_o) e a média da metade da distância entre raízes adjacentes (r_1).

Mais recentemente, Comerford et al. (2006) utilizaram a base do modelo COMP8 (Smethurst & Comerford, 1993) para gerar o modelo Soil Supply and Nutrient Demand

(SSAND) que, além de estimar a quantidade de nutrientes disponíveis no solo e a contribuição das raízes e micorrizas na sua absorção, apresenta um módulo que estima a demanda de nutrientes da planta para atingir determinada produção, com base na estratégia adotada no modelo NUTRICALC (Barros et al., 1995). O modelo SSAND é aplicado a uma condição de estado de equilíbrio com aproximações numéricas. No SSAND, calculam-se o fluxo de massa e a difusão de nutrientes no solo, com base em variáveis físicas e químicas, para estimar a concentração de nutrientes que atingem a superfície das raízes. As variáveis do solo requeridas pelo modelo são: a concentração inicial do nutriente na solução, a densidade do solo, o conteúdo de água em cada horizonte, a taxa de mineralização líquida e as isotermas de adsorção e dessorção do nutriente. A variáveis para solucionar o módulo de absorção pela planta são a taxa de influxo de água, os parâmetros cinéticos $I_{máx}$, K_m e $C_{mín}$ da equação de Michaelis-Menten, a densidade radicular e o raio médio das raízes, bem como a contribuição das micorrizas para a absorção de nutrientes. O módulo de absorção simula a absorção pelas raízes de um só nutriente, considerando vários horizontes do solo, a competição entre raízes de duas espécies de planta, os parâmetros das isotermas de adsorção e dessorção do nutriente das equações de Freundlich ou Langmuir, os eventos múltiplos de fertilização e de doses, as taxas de mineralização, as flutuações no teor de água no solo, as alterações na densidade radicular com tempo e profundidade do solo e associação micorrizica para cada espécie de planta com área superficial de raízes variável ao longo do tempo.

O modelo QUEFTS (Janssen et al., 2001) foi desenvolvido para avaliar a fertilidade do solo, sendo fundamentado em considerações teóricas e em relações empíricas, obtidas de experimentos de campo. O modelo simula o potencial de suprimento de N, P e K a partir de análises químicas do solo, a absorção de N, P e K pela cultura com base no suprimento potencial desses nutrientes pelo solo e a contribuição do fertilizante NPK e sua relação com a produção. Estima a produção a ser obtida na área e otimiza a dose do fertilizante, visando à otimização nutricional e econômica.

Uma das vantagens na utilização destes sistemas para cálculo das doses de nutrientes é a possibilidade de solucionar processos complexos associados aos efeito de múltiplas características do solo, possibilitando a simulação de várias situações ou condições de produção, o que é inviável com o modelo expresso nas tabelas de recomendação.

Sistemas FERTICALC e NUTRICALC

Os sistemas NUTRICALC e FERTICALC foram desenvolvidos e estão em aprimoramento no Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, sendo baseados no balanço nutricional, estabelecido entre a demanda de nutrientes da cultura e o suprimento pelo solo, restos culturais e outras fontes naturais. O NUTRICALC é especifico à cultura do eucalipto (Barros et al., 1995). Versões do modelo FERTICALC já foram desenvolvidas para as culturas do café (Prezotti, 2001); cana-de-açúcar (Freire, 2001), algodão (Possamai, 2003), milho (Carvalho et al., 2006), arroz (Raffaeli, 2000), soja (Santos, 2002), tomate (Mello, 2000), banana (Oliveira et al., 2005), coco (Rosa, 2002) e

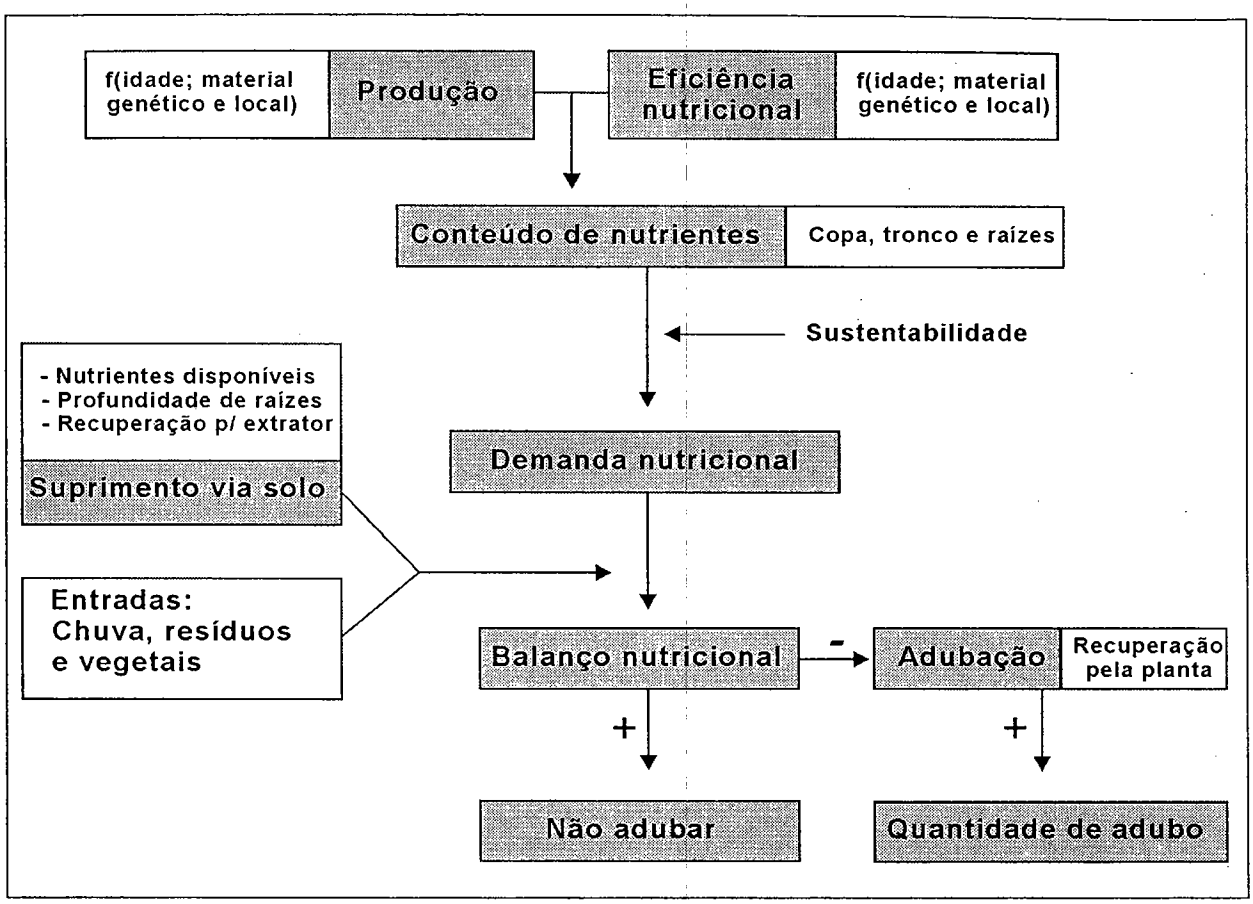


Figura 13. Modelo conceitual do sistema de balanço nutricional NUTRICALC utilizado na recomendação de adubação para eucalipto.
Fonte: Barros et al. (1995).

pastagens (Santos, 2003), utilizando os princípios empregados no NUTRICALC. O modelo conceitual (Figura 13) apresenta três módulos: o primeiro, que estima a demanda nutricional; o segundo, que estima o suprimento de nutrientes, e o terceiro, que calcula o balanço entre a demanda e o suprimento e estima as quantidades de nutrientes e de fertilizantes e corretivos a serem aplicados para atender à demanda.

A estimativa da demanda é feita com base na produção esperada e na eficiência de utilização de cada nutriente (N, P, K, Ca e Mg, etc.) pela cultura. A produção esperada é definida com base na experiência regional com a cultura ou por meio de modelos de produção. Os sistemas FERTICALC e NUTRICALC utilizam a relação entre peso de matéria seca e o conteúdo do nutriente como um índice de eficiência de utilização nutricional. Para isso, é necessário calcular a massa seca de cada componente da planta e seu conteúdo de nutrientes e, para tanto, são utilizadas, como referência, plantações com boa produtividade. Assim, tendo a produção esperada e a eficiência de utilização dos nutrientes, estimam-se as quantidades dos nutrientes para atender à demanda da cultura. A esta quantidade, o modelo pode ou não agregar uma quantidade adicional, denominada fator sustentabilidade, que visa deixar maior resíduo de nutrientes no solo após a colheita.

Conhecida a demanda, o passo seguinte será estimar o suprimento de nutrientes, que esses modelos consideram como fonte: o solo, os restos culturais e a chuva. Os nutrientes supridos pelo solo são estimados a partir de seus teores disponíveis, indicados pelas análises químicas usuais de solo. A camada do solo a ser amostrada corresponderá àquela explorada pelo sistema radicular da cultura, pois o modelo transforma os teores em conteúdos (quantidades).

Em seguida, o modelo compara a demanda com o suprimento. Se o suprimento é maior do que a demanda (balanço positivo), não haverá necessidade de adubação, mas, se o suprimento é menor do que a demanda (balanço negativo), doses dos nutrientes deverão ser aplicadas. Estas doses são corrigidas de acordo com a taxa de recuperação dos nutrientes pela planta (proporção do nutriente aplicado que é absorvido pela planta).

Informando os fertilizantes e corretivos que serão utilizados com as respectivas composições químicas (N, P_2O_5, K_2O, CaO, MgO, etc.), o modelo calcula, em primeiro lugar, a quantidade de fertilizante para atender ao requerimento de P. Em seguida, calcula a quantidade de fertilizantes para suprir o K e o N. A quantidade de Ca agregada pela fonte de P será descontada, quando o modelo calcular a quantidade de corretivo. O modelo operacionaliza os cálculos para uma ou mais fontes de um mesmo nutriente; razão por que deverão ser informadas quais as fontes preferenciais para atender à recomendação.

O grau de acerto das recomendações de fertilizantes obtidas a partir desses modelos depende do conhecimento disponível sobre a dinâmica e interação dos nutrientes com o solo e sobre a eficiência de absorção e de utilização dos nutrientes pelas plantas, que influenciam diretamente a parametrização do modelo. Os testes de validação dos modelos FERTICALC têm revelado recomendações compatíveis com aquelas obtidas a partir do modelo – tabelas em uso atualmente. A recomendação por meio do FERTICALC tem-se mostrado, no entanto, mais sensível a variações nas características da planta e do solo. Em um exemplo de simulação (Quadro 15), as doses de P recomendadas a partir do FERTICALC–soja (Santos, 2002) variaram com a produtividade esperada e o fator capacidade de P do solo (valor de Prem), enquanto a dose seria única de acordo com os critérios da 5ª. Aproximação (Ribeiro et al., 1999) e variaria de forma inversa com o fator capacidade de P, segundo os critérios do Manual de Recomendações para o Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Sociedade..., 2004).

A adoção dos modelos FERTICALC/NUTRICALC depende da disponibilidade de computador, o que pode representar uma dificuldade para sua utilização. Uma simplificação do modelo NUTRICALC foi desenvolvida e adaptada a um cartão (Figura 14). A partir desse modelo simplificado, calculam-se recomendações de calcário e fertilizantes para o cultivo de eucalipto. A recomendação de P para a fase de implantação ou para a reforma do povoamento de eucalipto segue o princípio das tabelas e aparece na frente desse cartão, sendo auto-explicativo (Figura 14). Para recomendar o calcário e K, utiliza-se o gráfico do verso do cartão. Projetam-se os teores de K e de Ca^{2+} no solo sobre

Quadro 15. Doses de fósforo (P_2O_5), recomendadas para a cultura da soja, de acordo com o fator capacidade de fósforo (P remanescente - Prem) do solo e produtividade da soja, estimadas a partir do FERTICALC-soja, da 5ª Aproximação[1] e do Manual de Recomendações para o Rio Grande do Sul e Santa Catarina (RS/SC)[2]

Prem	Produtividade	FERTICALC-soja	5ª Aproximação	RS/SC
mg L^{-1}	kg ha^{-1} de grãos	kg ha^{-1} de P_2O_5		
3	2.500	56	52	46
28	2.500	44	52	52
52	2.500	39	52	57
3	3.000	70	52	46
28	3.000	54	52	52
52	3.000	50	52	57
3	3.500	84	52	46
28	3.500	65	52	52
52	3.500	61	52	57

[1] Recomendações para o Uso de Corretivos e Fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação (Ribeiro et al., 1999). [2] Sociedade... (2004).
Fonte: Santos (2002).

uma das linhas diagonais, correspondentes às produtividades esperadas entre 10 e 70 m^3 ha^{-1} ano^{-1} de tronco, o que dependerá do clone ou espécie e das condições edáficas e climáticas da região. O ponto de intercessão projetado nos eixos verticais laterais indicará a dose de K_2O por planta (eixo à esquerda) e a de CaO por hectare (eixo à direita), respectivamente. Deve-se observar que, dependendo do resultado da análise de solo e produtividade esperada, o uso de fertilizante ou de calcário pode não ser necessário. Para o caso da condução de uma rebrota, que é a floresta de eucalipto desenvolvida a partir das cepas de uma floresta anterior, são considerados os teores de K^+ e Ca^{2+} do solo mais os nutrientes reciclados, que voltam ao solo por meio da mineralização dos resíduos da floresta anterior, recém-explorada. Tal fato reduz ou elimina a necessidade de aplicações de K e Ca.

A funcionalidade desse cartão para soluções simples resulta da interação dos fundamentos dos dois modelos de recomendação: as tabelas de uso consagrado e os balanços nutricionais, que aparecem como uma alternativa de evolução mais dinâmica e promissora.

UM SISTEMA SIMPLES DE RECOMENDAÇÃO DE CALCÁRIO E FERTILIZANTES NPK PARA EUCALIPTO[1]

R.F. NOVAIS, J.C.L. NEVES, N.F. BARROS & J.L. TEIXEIRA

Adubação de Implantação

Implantanção e Reforma

Aplicar como arranque 6,0 kg de 6-30-6 ou 10,0 kg de superfosfato simples (SS) por m^3 de cova de plantio (a dose mínima por cova ou covetas laterais não deve ser inferior a 80g de 6-30-6 ou 130g de SS) no ato do plantio ou até 10 dias após (covetas).

Aplicar, adicionalmente, 350 kg ha^{-1} de fosfato relativo ou 600 kg ha^{-1} de fosfato de Araxá na linha de plantio (filete contínuo) em solos com P disponível (Mehlich-1), na camada de 0-20 cm, menor que:

- 5 mg dm^{-3} (>35 % de argila ou Prem <15 mg L^{-1})
- 10 mg dm^{-3} (15 a 35 % de argila ou Prem de 35 a 15 mg L^{-1})
- 15 mg dm^{-3} (<15 % de argila ou Prem > 35 mg L^{-1})

ou em solos com P disponível pela Resina < 15 mg dm^{-3}

Rebrota

A quantidade de K_2O a ser aplicada, definida pela análise de solo (gráfico), deverá ser atendida com a utilização de 10-5-30.

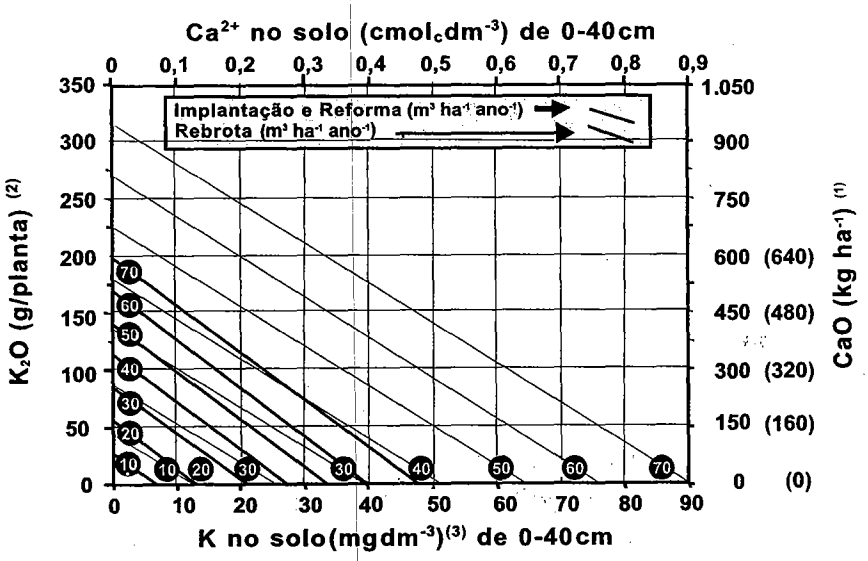
A fosfatagem, aplicada superficialmente sem incorporar, deverá atender aos mesmos critérios adotados para a implantação.

Adubação de Manutenção

Linhas: IMA (m^3 ha^{-1} ano^{-1})

Eucalyptus grandis, *E. urophylla* e "urograndis"

[1] NUTREE /Universidade Federal de Viçosa - UFV (Brasil)



(1) Quantidade de calcário comercial (ha) = (kg ha^{-1} CaO recomendada) / (CaO no calcário x 10). Aplicar antes ou até um ano após o plantio (período seco ou chuvoso).

(2) Quantidade de K_2O em g/planta, multiplicada por 5. O correspondente a 10-5-10, por 3,34 a 10-5-30, e por 1,67 a KCl; aplicar entre três meses até um ano após o plantio (tempo chuvoso).

(3) 39 mg dm^{-3} de K = 0,10 cmol$_c$ dm^{-3} de K.

Figura 14. Modelo simplificado de balanço nutricional NUTRICALC para interpretar análise de solo e recomendar calcário e fertilizantes para o cultivo do eucalipto.

MÉTODOS COM BASE NO ESTADO NUTRICIONAL DAS PLANTAS

Técnicas de diagnóstico do estado nutricional das plantas são usadas para identificar deficiências, toxidez ou desbalanços nutricionais no sistema solo-planta. A deficiência se manifesta quando o nutriente está em quantidade insuficiente no meio de crescimento, ou, quando mesmo presente, não pode ser absorvido ou incorporado ao metabolismo das plantas, considerando as condições desfavoráveis do ambiente. De modo similar, a toxidez ocorre por excesso, desbalanços ou condições desfavoráveis do ambiente.

Quando a demanda metabólica por determinado nutriente é maior que seu suprimento pelo meio externo, diversos mecanismos são acionados para a manutenção do equilíbrio bioquímico e fisiológico da planta. Respostas de curto prazo incluem a mudança na taxa de "turn-over" de carregadores específicos situados na plasmalema e no tonoplasto de células radiculares, de modo a manter inalterada a concentração do nutriente no citoplasma. Em longo prazo, podem ocorrer alterações no número desses carregadores. Mecanismos de ajuste envolvendo o transporte e compartimentalização de íons em diferentes órgãos e relações fonte/dreno também operam para que a concentração citoplasmática seja mantida. Da mesma maneira, o vegetal apresenta mecanismos reguladores para limitar a absorção e, ou, acúmulo excessivo de nutrientes ou de elementos tóxicos em órgãos ou parte de órgãos com metabolismo intenso. Tais ajustes, em geral, envolvem gastos de energia e reduções no crescimento. Se esses mecanismos falham, num primeiro momento, a taxa de crescimento é reduzida, posteriormente aparecem sintomas de carência ou excesso relacionados com os distúrbios metabólicos provocados.

Por essa razão, os sintomas de deficiência de nutrientes em diferentes espécies mostram semelhanças e podem ser utilizados para diagnosticar o estado nutricional de uma cultura. A essa técnica de diagnóstico dá-se o nome de diagnose visual. No entanto, o aparecimento do sintoma representa o estádio tardio de um processo no qual o crescimento e a produção podem sofrer perdas irreversíveis.

Numa agricultura intensiva, o diagnóstico do estado nutricional visa identificar carências e, ou, excessos antes que estes possam manifestar-se na forma de sintomas, de modo a poder-se corrigi-los antes que representem risco para a produtividade das culturas. Para isso, ao considerar a planta, empregam-se a diagnose visual e a análise dos tecidos das plantas, estando disponíveis na literatura diversas técnicas de análise e interpretação de resultados.

Diagnose Visual

A observação de sintomas é uma forma rápida e pouco dispendiosa de diagnóstico do estado nutricional, porém sua principal limitação refere-se ao fato de que, quando há manifestação visível de sintomas de carência ou de excesso, expressiva parte da produção das plantas já está comprometida. Outra limitação refere-se ao fato de que, em condições de campo, comumente têm sido associados mais de um sintoma de carência e, ou, excesso, refletindo uma situação complexa de limitada fertilidade do solo ou de correções e, ou,

fertilizações inadequadas (Malavolta et al., 1997). Como a água é o veículo para transporte e absorção ou aquisição dos nutrientes, é comum que, em períodos secos, alguns sintomas se acentuem (veja capítulo IV).

A diagnose visual requer uma análise criteriosa dos fatores bióticos e, ou, abióticos que possam alterar o estado nutricional da planta ou induzir padrões de danos similares à deficiência ou toxidez de nutrientes. Neste sentido, destacam-se a deficiência ou excesso do suprimento de água, variações bruscas de temperatura, textura e compactação do solo, reações entre misturas de produtos fitossanitários, toxidez causada por herbicidas, senescência natural de folhas, ataque de pragas e doenças, práticas de cultivo inadequadas, dentre outros fatores. As desordens nutricionais caracterizam-se por ocorrer em reboleiras, apresentar simetria e um gradiente de intensidade das folhas velhas para as jovens em caso de nutrientes móveis no floema, verificando-se o contrário para os imóveis (Lucena, 1997; Malavolta et al., 1997).

A diagnose visual, particularmente para plantas de ciclo curto (anuais), é pouco eficiente para a adoção de medidas corretivas; no entanto, pode subsidiar a escolha de análises químicas ou bioquímicas que permitam a melhor caracterização do estado nutricional da cultura.

A seguir, serão descritos os sintomas de deficiência mais comuns relacionados com a carência de macro e micronutrientes (Mengel & Kirkby, 1982; Marschner, 1995; Taiz & Zeiger, 2004).

Nitrogênio

Sua falta se traduz em plantas pequenas e de crescimento lento. O sintoma típico da falta de N é a clorose (amarelecimento) generalizada (uniforme) de folhas. Como é um elemento que se move no floema, o sintoma aparece primeiro nas folhas mais velhas, progredindo, com o tempo, para as mais novas (Figura 15a).

Fósforo

Plantas deficientes apresentam crescimento mais lento e, freqüentemente, coloração verde escura nas folhas mais velhas. Em muitos casos, o progresso da deficiência leva ao surgimento de coloração avermelhada em caules e folhas velhas (Figura 15b). Os sintomas progridem das folhas mais velhas para as mais novas, porque, assim como o N, o P é um elemento bastante móvel no floema. A cor avermelhada é causada pelo acúmulo de antocianina.

Potássio

A deficiência de K retarda o crescimento e aumenta a susceptibilidade ao ataque de patógenos, havendo retranslocação de K de folhas velhas e caules para as regiões de crescimento ativo. Os sintomas de carência caracterizam-se por clorose e necrose de bordos foliares (Figura 15c). Murcha e quebra dos caules também caracterizam a deficiência de K.

Cálcio

Seu movimento de ascensão acompanha o fluxo transpiratório. Por ter funções estruturais, não sai de um local de residência para atender à demanda em locais de crescimento ativo da parte aérea ou da raiz. É considerado um elemento imóvel no

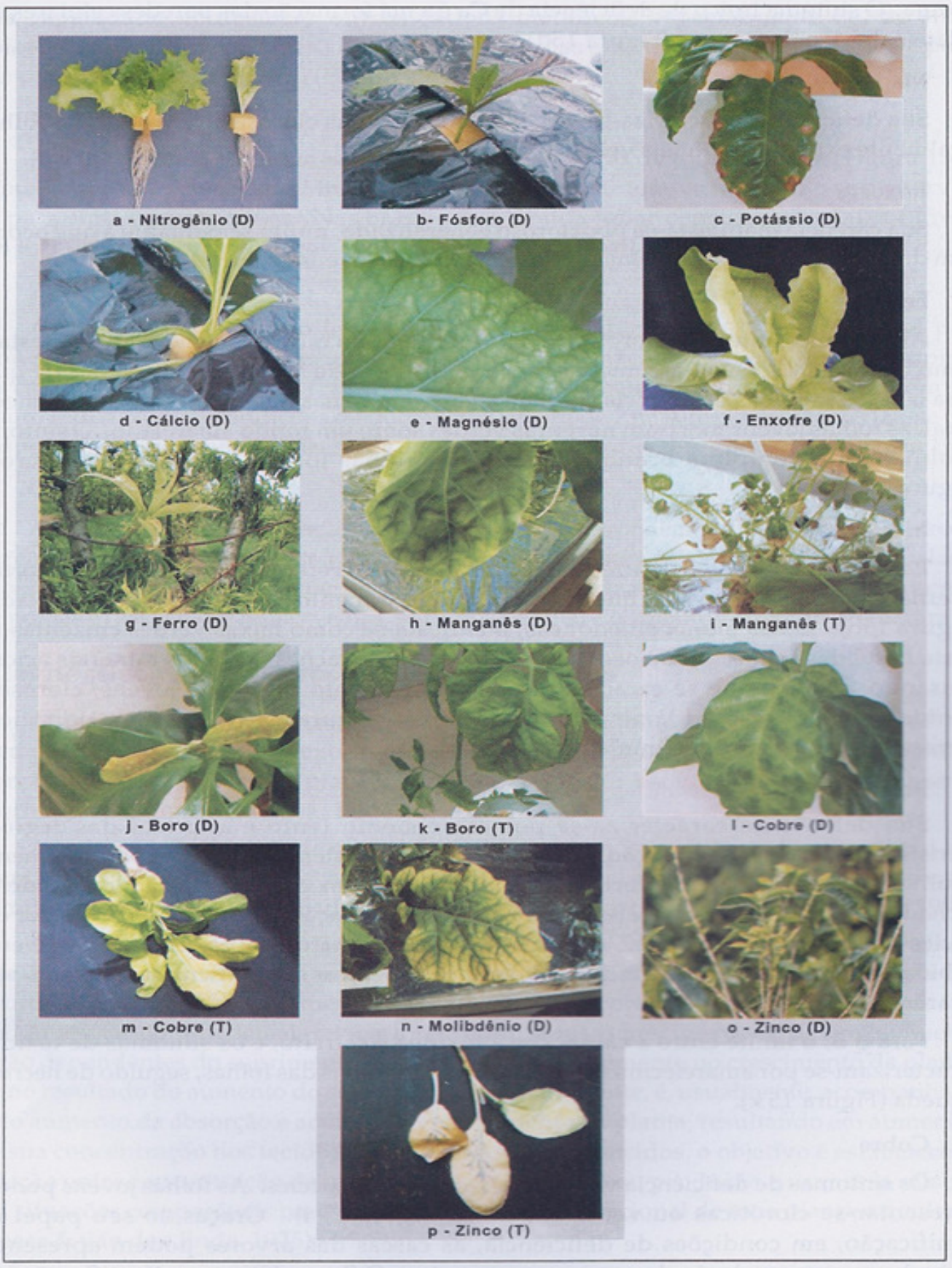


Figura 15. Sintomas de deficiência (D) de macronutrientes e de micronutrientes e de toxidez (T) de micronutrientes em algumas espécies de plantas.

floema. O sintoma típico de deficiência de Ca é a má formação das paredes celulares e o colapso dos tecidos jovens (Figura 15d).

Magnésio

Sua deficiência caracteriza-se, tipicamente, por uma clorose internerval das folhas totalmente expandidas - mais velhas (Figura 15e).

Enxofre

Sua carência manifesta-se por clorose generalizada, muito semelhante à que ocorre com deficiência de N, porém, iniciando-se em folhas jovens (Figura 15f).

Ferro

Atua na biossíntese de clorofila. Por isso, os sintomas de deficiência se manifestam como clorose e, às vezes, assemelha-sem à deficiência de Mg, com a diferença de que, para o Fe, os sintomas de carência se manifestam sempre nas folhas mais novas. De modo geral, as folhas jovens mostram nervuras verdes sobre um fundo amarelado. O sintoma evolui para o completo branqueamento das folhas jovens, seguindo-se necrose (Figura 15g).

Manganês

Para dicotiledôneas, a deficiência assemelha-se à de Fe, caracterizando-se por clorose internerval de folhas jovens, que se inicia por surgimento de pontuações amareladas (Figura 15h). Já nas monocotiledôneas, manifesta-se como faixas verdes cinzentas na parte basal das folhas. Pode ocorrer em altas concentrações em solos minerais ácidos causando toxidez, que se caracteriza por enrugamento de folhas jovens, clorose e pontuações necróticas na lâmina de folhas velhas (Figura 15i). Os pontos necróticos correpondem a locais de acúmulo do elemento.

Boro

Sua deficiência caracteriza-se por crescimento lento e anormal das regiões meristemáticas. Em fase avançada, ocorre morte de meristemas apicais, superbrotamento e folhas jovens grossas e deformadas (Figura 15j), bem como podridão, cavidades e rachaduras em raízes, como beterraba e cenoura. Formação de cortiça pode ocorrer em caules de tomate e couve-flor. A formação de flores e frutos é restrita ou totalmente inibida, havendo também perda da qualidade. As brássicas são particularmente sensíveis à carência de B.

Para o B, o limite entre a carência e a toxidez é estreito, e os sintomas de toxidez caracterizam-se por amarelecimento das pontas e margens das folhas, seguido de necrose e queda (Figura 15 k).

Cobre

Os sintomas de deficiência variam bastante entre espécies. As folhas jovens podem apresentar-se cloróticas ou verde-azuladas (Figura 15 l). Graças ao seu papel na lignificação, em condições de deficiência, as cascas das árvores podem apresentar rachaduras com exudação de goma nesses pontos. O florescimento e a frutificação são também diminuídos. Os efeitos tóxicos do Cu, por sua vez, parecem relacionar-se com

sua capacidade de deslocar outros cátions metálicos, especialmente Fe, de sítios fisiologicamente importantes. Assim sendo, clorose que lembra deficiência de Fe pode ser sintoma de toxidez de Cu (Figura 15m).

Molibdênio

A deficiência caracteriza-se por clorose internerval de folhas jovens (Figura 15n), semelhante à deficiência de Mn. As margens das folhas tendem a enrolar-se ou curvar-se para cima ou para baixo. Nas brássicas, a lâmina foliar constitui uma faixa estreita em torno da nervura principal, conhecida como "Wiptail".

Zinco

A carência do elemento leva a reduções na produção de AIA, responsável pela elongação de ramos, sendo as folhas pequenas e a formação de rosetas sintomas típicos da carência desse elemento (Figura 15o). O florescimento e a frutificação podem ser muito reduzidos em condições de deficiência severa de Zn. A toxidez caracteriza-se por redução do crescimento de raízes e da expansão foliar, ao que se segue clorose (Figura 15p).

Cloro

A deficiência de Cl caracteriza-se por murcha, bronzeamento, clorose e necrose, porém não tem importância econômica, pois nunca foi observada em campo. Por outro lado, a toxidez de Cl pode representar sério problema caracterizado por bronzeamento e necrose de pontas e margens de folhas velhas, seguidos de amarelecimento e abscisão prematura.

Diagnóstico com Base na Análise de Tecidos

A análise de tecidos é caracterizada pela determinação da concentração de um elemento ou de uma fração extraível desse elemento em uma amostra tomada de uma porção particular de uma planta, num momento ou estádio de desenvolvimento morfológico definido (Lucena, 1997).

A análise de tecidos pode ser empregada no diagnóstico do estado nutricional das plantas porque existe uma relação entre estado nutricional e performance da planta e entre composição foliar e estado nutricional (Reuter & Robinson, 1988; Mills & Jones Jr., 1996).

A performance de uma planta ou cultura, seja medida em termos de produtividade, seja de qualidade ou ambos, tem como limite o potencial genético e é influenciada por fatores do ambiente de crescimento, tais como: luz, temperatura, suprimento de água e de nutrientes. Se todos os demais fatores forem otimizados, o crescimento e o desenvolvimento serão dependentes do suprimento de nutrientes. O incremento no crescimento da planta, como resultado do aumento do suprimento de um nutriente, é, usualmente, acompanhado pelo aumento da absorção e acúmulo desse elemento na planta, resultando em aumentos de sua concentração nos tecidos. Assim, na análise de tecidos, o objetivo é estabelecer a relação entre concentração de nutrientes e crescimento ou produção e usar essa relação em situações comparáveis para estabelecer o *status* nutricional de uma planta ou cultura (Leece & van den Ende, 1975).

A relação entre suprimento de nutrientes e crescimento ou produção pode ser estabelecida em experimentos de vasos, de campo, ou mesmo em solução nutritiva, em

que se aplicam doses crescentes de determinado nutriente, avaliando-se o acúmulo de matéria seca, ou produção da planta em cada situação. A relação obtida usualmente é curvilínea, podendo ser afetada por outros fatores limitantes que não o nutriente em estudo (Bouma, 1983).

A relação entre crescimento ou produção e concentração de nutrientes nos tecidos deriva dos mesmos experimentos e se caracteriza por uma curva em que se distinguem cinco regiões (Figura 16). Na primeira região, parte mais baixa da curva, verifica-se o chamado efeito de "Steembjerg". O aumento inicial do suprimento de determinado nutriente resulta em aumento no crescimento ou produção e, portanto, há um decréscimo na concentração do nutriente nos tecidos, por efeito de diluição. Ocorre que o severo estresse nutricional, causado pela deficiência do nutriente, leva a um retardamento no desenvolvimento fisiológico da planta. Plantas com o crescimento severamente retardado, embora com a mesma idade, podem ser fisiologicamente mais jovens que outras, nas quais o estresse e, conseqüentemente, a restrição no crescimento, não foram tão intensos, e por isso apresentar teores mais elevados do nutriente em estudo. Na segunda região, o aumento do suprimento de dado nutriente é acompanhado pelo aumento de seu teor nos tecidos da planta, resultando em aumento no crescimento e produção. A primeira e a segunda região são chamadas de regiões de deficiência (Bouma, 1983; Reuter & Robinson, 1988; Mills & Jones Jr., 1996). Na terceira região, chamada de região de adequação, o aumento do suprimento de um nutriente e de seu teor nos tecidos da planta não é acompanhado por aumentos proporcionais no crescimento/produção. Na quarta região, chamada de região de absorção ou acúmulo de luxo, o aumento do suprimento do nutriente e de seu teor nos tecidos não é acompanhado por aumento no crescimento ou produção. A quinta região, ou região de toxidez, caracteriza-se por menor crescimento ou produção com o aumento do suprimento de dado nutriente e de seu teor nos tecidos. O conhecimento dos teores de nutrientes nos tecidos relacionados com cada uma dessas regiões permite avaliar o estado nutricional das culturas (Bouma, 1983; Reuter & Robinson, 1988; Mills & Jones Jr., 1996).

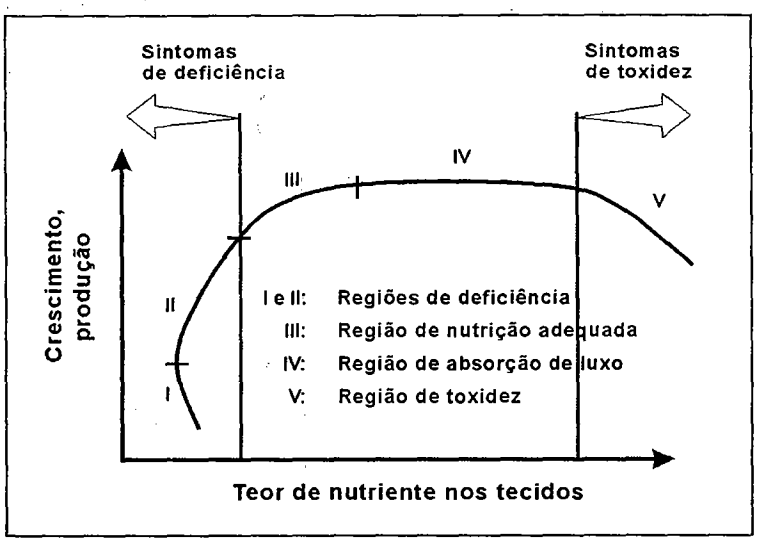


Figura 16. Relação entre crescimento ou produção e teores de nutrientes em tecidos de plantas.

O solo é heterogêneo e nele ocorrem reações complexas envolvendo os nutrientes adicionados, que, muitas vezes, embora presentes em quantidades adequadas, não estão disponíveis para a absorção pelas raízes. Os tecidos da planta, por sua vez, mostram o status nutricional da planta apenas no momento e fase fisiológica em que foi tomada a amostra. Como o crescimento da planta é um processo dinâmico, o diagnóstico com base na análise de tecidos também é limitado e, de modo geral, esta análise, aliada à análise do solo, permite uma avaliação mais eficiente do estado nutricional da cultura e, ou, das necessidades de redirecionamento do programa de adubação. Com relação aos micronutrientes, o uso da análise de tecidos torna-se mais importante, em virtude da carência de valores de referência para interpretar seus teores no solo e da falta de padronização dos métodos analíticos empregados em sua determinação (Walworth & Sumner, 1988; Lucena, 1997) (veja capítulo XI).

A parte da planta geralmente usada para o diagnóstico do estado nutricional é a folha, pois ela é a sede do metabolismo e reflete bem, na sua composição, as mudanças nutricionais.

A diagnose com base na análise de tecidos tem sido usada nas seguintes situações: avaliação do estado nutricional e da probabilidade de resposta às adubações; verificação do equilíbrio nutricional; constatação da deficiência ou toxidez de nutrientes; acompanhamento, avaliação e ajuste do programa de adubação e avaliação da ocorrência de salinidade em áreas irrigadas ou cultivos hidropônicos.

Para que a diagnose foliar seja utilizada com sucesso, é necessário que se cumpram adequadamente três etapas: a primeira delas refere-se à obtenção de padrões de referência; a segunda refere-se à normatização da amostragem, preparo das amostras e análise química do tecido, e a terceira refere-se à interpretação dos resultados analíticos (Jones, 1981; Mills & Jones Jr., 1996).

Fatores que Influem na Relação entre Teor de Nutrientes e Crescimento ou Produção

A composição mineral dos tecidos vegetais pode ser influenciada por uma série de fatores não-nutricionais pertinentes à própria planta (espécie, variedade ou porta-enxerto, estádio vegetativo e idade da planta, distribuição, volume e eficiência do sistema radicular, produção pendente, estado fitossanitário da planta) e ao ambiente (variações climáticas, disponibilidade de água e nutrientes no solo, tipo e manejo do solo e interações entre nutrientes (veja capítulo II), os quais influem na relação entre teor de nutriente e crescimento ou produção (Bouma, 1983; Reuter & Robinson, 1988; Walworth & Sumner, 1988; Fageria et al., 1991; Mills & Jones Jr., 1996).

Fatores Pertinentes à Planta

Os teores de nutrientes nos tecidos variam entre espécies. As variedades de uma mesma espécie, por sua vez, podem apresentar grande diferença na eficiência com que absorvem os nutrientes do solo, sem que essas diferenças influenciem muito os teores internos observados. O mesmo não se aplica à toxidez e os teores dos tecidos que se mostram tóxicos podem variar bastante entre variedades.

Todos os órgãos e tecidos da planta apresentam ao longo de seu desenvolvimento fases de acúmulo, teor constante e exportação de nutrientes. Por outro lado, o teor de cada nutriente apresenta também um padrão de mudança durante o desenvolvimento, maturidade e senescência do tecido. Os teores de N, P, K, S, Cu, Zn e B, em geral, diminuem com o envelhecimento do tecido, enquanto os de Ca e Mn aumentam e os de Mg aumentam ou permanecem constantes. Para folhas em rápida expansão, as variações diárias no teor de nutrientes podem ser relativamente grandes, do mesmo modo que em tecidos senescentes, nos quais ocorre grande remobilização de nutrientes móveis. No período intermediário entre essas duas fases, os teores de nutrientes são mais estáveis.

Variedades com ciclos de crescimento com duração diferente, avaliadas numa mesma data, podem apresentar diferenças nos teores, graças a diferenças na maturação fisiológica dos tecidos amostrados. Na verdade, esse efeito é devido à idade fisiológica do tecido avaliado e não à variedade. Essas variações são especialmente importantes para plantas anuais, pois seu curto período de crescimento é acompanhado por mudanças rápidas no desenvolvimento e, conseqüentemente, nos teores de nutrientes nos tecidos. Por isso, a diagnose foliar é limitada para a correção de desordens nutricionais em culturas anuais, a menos que o diagnóstico seja feito muito precocemente.

O estado nutricional influi na absorção e remobilização interna de nutrientes na planta. Plantas deficientes em P, por exemplo, remobilizam menos o nutriente de folhas velhas para folhas jovens que aquelas com nutrição adequada.

Interações entre nutrientes que envolvem mudanças no teor de um deles são comuns. Às interações positivas, dá-se o nome de sinergismo e, às negativas, de antagonismo. O antagonismo pode ocorrer na absorção, translocação, acúmulo nos tecidos ou no metabolismo. A competição entre cátions exemplifica antagonismos na absorção, sendo bastante conhecidas as interações K^+ x Ca^{2+}, K^+ x Mg^{2+}, Fe^{2+} x Mn^{2+}, Cu^{2+} x Fe^{2+} e NH_4^+ x outros cátions.

Na translocação, o antagonismo é freqüentemente causado por precipitações no tecido radicular ou outro órgão. O excesso de P na raiz, por exemplo, precipita Zn e Cu nos tecidos condutores, fazendo com que o teor foliar seja menor. A interação Mn x Fe é um exemplo de antagonismo que ocorre tanto na absorção quanto no metabolismo.

Os frutos são um forte dreno de carboidratos e de nutrientes e por isso a composição da folha depende da presença destes, bem como da posição da folha em relação a eles. De maneira geral, a presença de frutos reduz, consideravelmente, os teores de K das folhas adjacentes a eles. Por isso, na tomada de amostras para diagnóstico, é preciso padronizar se a amostra deve ser tomada de ramos com ou sem frutos.

Temperatura, água, luz, ataque de pragas e incidência de doenças são fatores que limitam o crescimento e a produção das plantas. Embora sejam, muitas vezes, desconsiderados, esses fatores afetam as curvas de resposta de crescimento ou de produção em resposta ao teor de nutrientes.

Obtenção dos Padrões de Referência ou Normas

O sucesso da interpretação da análise de tecidos é dependente da acurácia dos valores de referência usados para comparação. Por isso, requer o estabelecimento prévio

de padrões adequados para comparações (plantas normais). São consideradas normais as plantas que contêm em seus tecidos todos os nutrientes em teores e proporções adequadas, sendo, assim, capazes de apresentar altas produções, aparentando aspecto visual semelhante ao encontrado em lavouras muito produtivas. Dados obtidos de populações altamente produtivas podem ser usados para gerar os padrões de referência.

Alternativamente, podem-se considerar como normais plantas cultivadas em condições controladas de nutrição, não sofrendo restrições quanto à quantidade e proporção dos nutrientes que recebem. Neste último caso, as normas derivam de experimentos.

De todo modo, para o diagnóstico do estado nutricional, usando-se a análise de tecidos, a definição de padrões apropriados é de fundamental importância. Os padrões dizem respeito à época de amostragem, posição na planta e quantidade de tecido (número de folhas) por talhão.

Escolha do Tecido

A escolha de um órgão ou tecido como padrão deve considerar dois aspectos principais: (a) sensibilidade da resposta às variações no estado nutricional da planta nesse órgão ou tecido, e (b) estabilidade da composição desse órgão ou tecido em face de outros fatores não-nutricionais.

De modo geral, as folhas recém-maduras são consideradas os órgãos da planta que mais bem refletem seu estado nutricional, ou seja, apresentam maior variação no teor com a alteração do suprimento de nutrientes que outros órgãos. Esse fato se justifica, pois, além de ser o local da produção de carboidratos pela fotossíntese, as folhas desempenham importantes funções no metabolismo de muitos constituintes e são também o principal local para onde são transportados os nutrientes absorvidos pelas raízes (Bouma, 1983; Reuter & Robinson, 1988; Walworth & Sumner, 1988; Mills & Jones Jr., 1996).

No entanto, algumas vezes, os pecíolos são melhores indicadores do estado nutricional, enquanto a análise dos frutos pode ser um indicador mais preciso dos teores de Ca e B e, portanto, de suas propriedades para armazenamento. Também a análise de flores tem sido aplicada com sucesso no diagnóstico de desordens nutricionais em frutíferas cujas folhas se desenvolvem após a floração (Montañes et al., 1997). A avaliação precoce do estado nutricional por meio da análise de flores pode ser de grande valia, pois possibilita iniciar o ajuste do programa de adubação exatamente no início de crescimento, antes que ocorram perdas irreversíveis em produtividade e qualidade. Além disso, sendo as flores órgãos de curta duração, onde não ocorrem reações metabólicas tão complexas quanto nas folhas, estas não apresentam diferenças acentuadas entre o teor total do nutriente e a fração fisiologicamente ativa (Sanz & Montañez, 1995; Sanz & Machin, 1999). Os resultados obtidos com maçã, pêssego, ameixa, laranja e café parecem promissores, embora mais pesquisas sejam necessárias.

A diagnose por meio da análise da seiva, extraída de tecidos condutores, como, por exemplo, os pecíolos tem crescido. A análise da seiva é uma forma adequada de quantificar os nutrientes que estão sendo recebidos pela planta no momento da amostragem, podendo dar uma informação precoce e rápida sobre o potencial nutritivo do meio, o que permite ajustes e correções antes que o crescimento e a produção sejam afetados. Esta técnica tem

sido usada para cultivos de ciclo relativamente curto e em explorações intensivas, como, por exemplo, no cultivo hidropônico de hortaliças (Lucena, 1997).

Amostragem, Preparo das Amostras e Análise do Tecido Vegetal

Coleta das Amostras

À semelhança da amostragem do solo para fins de avaliação da fertilidade, a fase de amostragem do tecido vegetal é uma das mais críticas para aumentar a probabilidade de sucesso no uso da análise foliar. Esta prática é responsável por 50 % da variabilidade observada entre resultados de análise de plantas. Deve-se ter em mente que uma coleta errada irá gerar informações falsas e que os métodos analíticos, por mais apurados que sejam, não corrigem erros de amostragem. Erros pequenos ocorridos ao longo do processo de amostragem, preparo das amostras e análise química somam-se, gerando um erro final considerável (Bouma, 1983; Reuter & Robinson, 1988; Walworth & Sumner, 1988 ; Fageria et al., 1991; Mills & Jones Jr., 1996).

A parte amostrada deve ser representativa da planta toda, e a escolha, como já discutido, em geral recai sobre as folhas (Quadro 16). Em virtude da interferência de fatores diversos sobre a composição das folhas, a amostragem deve ser realizada em talhões homogêneos, em época apropriada, retirando-se folhas de posições definidas na planta. Em geral, são suficientes 50 a 100 folhas por talhão. Para espécies herbáceas, é comum amostrarem-se as folhas recém-maduras completamente desenvolvidas; para as lenhosas, é comum usar folhas do terço médio da brotação do ano, com posição bem definida em relação aos frutos. A posição de amostragem ideal é aquela em que ocorrem menores flutuações nas concentrações de nutrientes ao longo do ano. Para espécies perenes, padroniza-se a época de menor flutuação estacional como a mais indicada para o diagnóstico do estado nutricional (Bouma, 1983; Walworth & Sumner, 1988; Mills & Jones Jr., 1996).

Alguns pontos relevantes devem ser mencionados, tendo em vista a necessidade de padronização dos critérios de amostragem. Não se devem coletar amostras sujas de terra, tecidos secos, doentes ou atacados por insetos. Deve-se evitar tomar amostras antes da evaporação do orvalho, ou quando, nos dias antecedentes, fez-se uso de adubação no solo ou foliar ou aplicaram-se defensivos. Coletas após períodos de chuvas intensas podem gerar concentrações foliares subestimadas para alguns nutrientes, como, por exemplo, para K, que lixiviam do apoplasto foliar com facilidade (Reuter & Robinson, 1988; Fageria et al., 1991; Mills & Jones Jr., 1996).

Preparo e Remessa das Amostras ao Laboratório

As fases de preparo, acondicionamento e remessa das amostras são críticas e devem ser feitas com o maior cuidado. É importante parar ou minimizar a respiração, transpiração e atividade enzimática na amostra tão logo quanto possível; por isso, o ideal é que a amostra chegue ao laboratório ainda verde, no mesmo dia da coleta, acondicionada em saco plástico e mantida em baixa temperatura. Caso isso não seja possível, recomenda-se armazenar as amostras acondicionadas em sacos plásticos, em refrigerador, a 5 °C (Lucena, 1997).

Quadro 16. Cultura, parte da planta amostrada, época de amostragem e tamanho da amostra necessário para análise química

Cultura	Parte Amostrada	Época	Quantidade/talhão homogêneo
Abacate	Folhas de 4 meses de idade em ramos terminais sem laterais e sem frentes, à meia altura na planta	Verão	100 folhas de 20 plantas
Abacaxi	Porção clorofilada da folha mais longa (Folha D - com 45° de inserção)	Florescimento	50 folhas
Abóbora	Pecíolos das folhas novas completamente expandidas. Limbo foliar das folhas novas completamente expandidas.	Início do florescimento	40 folhas
Acerola	Folhas do terço superior da copa e do terço mediano e basal dos ramos	Dezembro	50 folhas
Alface	Folhas recém-maduras	Formação da cabeça	40 folhas
Algodão	5ª folha a partir do ápice. Contar como 1ª a que estiver completamente aberta	Florescimento	30 folhas
Alho	Folha mais nova, completamente desenvolvida	Antes da formação da cabeça Durante a formação da cabeça Após a formação da cabeça	40 folhas
Amendoim	4ª folha da haste principal a partir da base	Início do florescimento	30 folhas
Arroz	Parte aérea Folhas recém-maduras	30 dias após a germinação. Maturidade	20 plantas 50 folhas
Azálea	Folhas recém-maduras	-	50 folhas
Banana Nanicão	10 cm centrais da 3ª folha a partir do ápice, sem a nervura central e as metades periféricas Limbo da folha 3 de planta com cachos emitidos	Emissão da inflorescência	25 folhas 25 folhas
Batata	Folha mais desenvolvida	Amontoa	30 folhas
Buganvília	Folhas recém-maduras	-	40 folhas
Cacau	3ª folha a partir do ápice, do lançamento recém-amadurecido em plantas a meia sombra	Verão	18 folhas
Café	3º e 4º pares de folhas, a partir do ápice de ramos produtivos, em altura mediana na planta Flores completas na porção mediana de ramos produtivos	Estádio de chumbinho Florescimento	100 folhas, 4/planta 200 flores, 8/planta
Cana-de-açúcar	Folha + 3, sendo a folha +1 a primeira com bainha visível. Coletar os 20 cm centrais sem a nervura	4-5 meses de idade	20-30 folhas
Caju	Folhas de posições diferentes na copa	Verão	40 folhas
Cebola	Folha mais alta	Meio do ciclo	40 folhas
Cenoura	Folhas com pecíolo	40 dias	40 folhas
Citrus	3ª ou 4ª folha a partir do fruto	Fevereiro a final de março	100 folhas, 4/planta
Coqueiro anão	10 cm centrais de 6 foliolos da parte central da f. 14	-	-
Couve-flor	Folha recém-madura	Formação da cabeça	40 folhas
Cravo	4º e 5º pares de folhas a partir da base dos ramos 5º e 6º pares de folhas a partir do ápice nas brotações	Ramos sem botão Antes da emissão do botão	50 folhas 50 folhas
Crisântemo	Folha mais jovem totalmente expandida	-	40 folhas
Ervilha	Folha recém-madura	Pleno florescimento	40 folhas
Eucalipto	Folhas recém-maduras de ramos primários	Verão - outono	18 folhas
Espinafre	Folha recém-madura	Meio do ciclo	40 folhas
Feijão	Folhas do terço mediano	Florescimento	30 folhas
Figo	Folhas mais novas totalmente expandidas, ao sol em ramos sem frutos	Florescimento	40 folhas

Continua...

Quadro 16. Continuação

Cultura	Parte Amostrada	Época	Quantidade/talhão homogêneo
Fumo	Folhas de posições diferentes na parte aérea	48 dias	30 folhas
Gerânio	Folhas de diferentes posições na parte aérea	-	30-40 folhas
Girassol	Folhas do terço superior	Início do florescimento	30 folhas
Goiaba	Terceira a partir do ápice do broto terminal. Quarta a partir do ápice de ramos sem frutos Folhas 1 a 8 em ramos terminais	- 1 mês após o termino do cresc. do ramo	30 folhas
Gramíneas forrageiras	Folhas recém-maduras ou retiradas de todas as posições na parte aérea	Primavera - verão	30 folhas
Hortência	Folhas recém-maduras	-	30 folhas
Leguminosas forrageiras	Folhas retiradas de todas as posições na parte aérea	Florescimento	30 folhas
Lírio	Folhas recém-maduras	-	30 folhas
Maçã	Folhas maduras, com pecíolo, retiradas de ramos do ano em uma altura média na planta	Florescimento	100 folhas, 4/planta
Mamão	Folha F, com a primeira flor completamente expandida	Florescimento	18 folhas
Mamona	Limbo da 4ª folha a partir do ápice	Início do florescimento	30 folhas
Mandioca	Primeira folha recém-madura	3 a 4 meses de idade	30 folhas
Manga	Folhas coletadas em diferentes posições na copa	Antes da floração Plena floração e formação de frutos Maturação dos frutos	60 folhas
Maracujá Amarelo	Folhas em todas as posições	250-280 dias	60 folhas
Maracujá Roxo	Folhas em todas as posições	250-280 dias	60 folhas
Melão	Folhas completamente desenvolvidas	45 dias	40 folhas
Milho	Tomar o terço basal da folha + 4 sem a nervura central	60 dias após o plantio	30 folhas
Pepino	Folhas do caule	Início da frutificação	40 folhas
Pêra	Folhas da porção mediana dos ramos do ano	2-3 semanas após o florescimento	100 folhas, 4/planta
Pimentão	Folhas maduras	Florescimento	40 folhas
Pimenta	Folhas	90-150 dias	-
Pêssego	Folhas recém-maduras do crescimento do ano	Verão	100 folhas, 25/planta
Pinus	Acículas recém-maduras	Verão - outono	18 plantas
Pupunha	Folíolos centrais de folhas medianas	Verão - outono	30 folhas
Repolho	Folhas recém-maduras	Formação da cabeça	40 folhas
Rosa	Folhas recém-maduras com cinco folíolos na metade superior da planta	Cálice em início de abertura	20 folhas, 2/plantas
Seringueira	Viveiro - Folhas do 2º verticilo não ramificadas Plantas adultas - Folhas recém-maduras do terço superior da copa	- Verão - outono	24 folhas
Soja	3ª folha a partir do ápice na haste principal, com pecíolo	Florescimento pleno (R2)	30 folhas
Sorgo	Folhas em posição mediana na planta	Emborrachamento	30 folhas
Tomate	Pecíolo da folha oposta ao 3º cacho Limbo foliar da folha oposta ao 3º cacho	Florescimento do 3º cacho	40 folhas
Trigo	Folhas 1 a 4 a partir do topo da planta	Início do florescimento	30 folhas
Violeta	Folha recém-madura	-	30 folhas
Uva	Folha da base do primeiro cacho	Final do florescimento	30-60 folhas
Itália	Limbo da folha oposta ao primeiro cacho, contada a partir do ápice do ramo	Florescimento Amolecimento	- -

No laboratório, as folhas deverão ser lavadas (imersão rápida) com água destilada e, em seguida, postas a secar sobre papel toalha, sendo posteriormente acondicionadas em sacos de papel, onde completarão a secagem em estufa de circulação forçada de ar a 70–75 °C até atingirem peso constante. Secagem a temperaturas superiores a 80 °C promove decomposição térmica e perda de compostos voláteis. A secagem mata o tecido, parando a atividade metabólica e permitindo que o material seja armazenado sem sofrer decomposição, facilita a moagem e a homogeneização do material (Malavolta et al., 1997).

Se estiver contaminado com terra ou poeira, o material vegetal coletado deve ser imerso em solução de HCl 0,1 mol L^{-1} e "Tween" a 0,1 % por 10 min; a seguir, enxaguado com água destilada por 20 min, escorrido, colocado a secar sobre papel toalha e, posteriormente, acondicionado em saco de papel e seco em estufa de circulação forçada de ar (Lucena, 1997).

Na impossibilidade de encaminhar as amostras frescas ao laboratório, é aconselhável que as folhas sejam lavadas com água corrente e enxaguadas com água filtrada ou destilada, acondicionadas em sacos de papel e postas para secar ao sol antes do envio ao laboratório. Em qualquer caso, as amostras devem ser identificadas com número, espécie, localidade, data da coleta, nutrientes por analisar e endereço para resposta.

A amostra utilizada para análise de seiva deve representar adequadamente a parcela cujo estado nutricional se deseja avaliar, sendo necessária a tomada de subamostras, para compor a amostra a ser analisada. Em geral, são suficientes 10 mL de seiva, que poderão ser extraídos de 20 a 30 g de tecido fresco, para plantas herbáceas e, de 40 a 100 g de tecido fresco, para plantas mais lenhosas. Essas amostras devem ser enviadas ao laboratório o mais rápido possível. No laboratório, a mostra é limpa, o tecido condutor separado, fatiado, imerso em éter etílico e congelado à temperatura de -20 a -30 °C. Após o congelamento, a amostra pode ser armazenada por tempo indeterminado. A extração da seiva é realizada no momento da análise, após o descongelamento e separação do éter etílico em funil de decantação (Lucena, 1997).

No laboratório, o material vegetal seco é submetido à moagem em moinhos de facas, devendo-se preferir os de aço inox. A seguir, faz-se a mineralização por via seca em mufla a 450 °C, ou por meio de digestão ácida. Os nutrientes são dosados nos extratos obtidos por colorimetria ou espectrofotometria de absorção atômica ou ICP. No caso da análise de seiva, a mineralização pode ser dispensável, fazendo-se apenas as diluições adequadas e dosando-se os nutrientes com eletrodos seletivos, cromatografia iônica, colorimetria, espectrofotometria de absorção atômica ou ICP (Fageria et al., 1991; Mills & Jones Jr., 1996; Malavolta et al., 1997).

É importante que o laboratório seja confiável e disponha de um sistema de acompanhamento e avaliação da qualidade. É de grande interesse que os laboratórios de determinada região, ou mesmo do País, padronizem os métodos de análises, evitando-se, assim, variações indesejáveis nos resultados.

Interpretação dos Resultados da Análise Foliar

A terceira fase do diagnóstico do estado nutricional é a da interpretação dos resultados. Os resultados analíticos são interpretados por meio da comparação com

padrões ou normas. Como já foi salientado, o ponto crítico nessa fase é a escolha adequada das normas. A experiência do próprio laboratório com dados de uma região específica pode ser de grande valia na adoção de normas apropriadas.

Os métodos de interpretação dos resultados podem ser estáticos, quando implicam uma mera comparação entre a concentração de um elemento na amostra em teste e sua norma, ou dinâmicos, quando usam relações entre dois ou mais elementos. O nível crítico, a faixa de suficiência, fertigramas e o Desvio do Percentual Ótimo (DOP) são exemplos do primeiro caso, e o Sistema Integrado de Diagnose e Recomendação (DRIS) e a Diagnose da Composição Nutricional (CND), do segundo.

Nível Crítico e Faixa de Suficiência

Ao teor de determinado nutriente, em dada parte da planta, que se associa a 90 % da produtividade ou crescimento máximo, denomina-se nível crítico (NC). O método do NC compara o teor de determinado nutriente na amostra com o valor aceito como norma. Se a amostra apresentar teor igual ou superior à da norma, considera-se que a planta amostrada esteja bem nutrida. Se o teor apresentado for inferior ao preconizado pela norma, considera-se que a planta poderá apresentar problemas nutricionais quanto ao elemento em questão. As normas, em geral, derivam de experimentos com doses crescentes de nutrientes (Bouma, 1983; Reuter & Robinson, 1988; Walworth & Sumner, 1988; Fageria et al., 1991; Mills & Jones Jr., 1996). É um método de interpretação muito simples, por isso largamente utilizado. Sua maior desvantagem é justamente a inabilidade de relacionar adequadamente a variação no teor de nutrientes na matéria seca, com a idade da planta. Outra desvantagem advém do fato de os nutrientes serem considerados de forma independente, desprezando-se interações que podem ocorrem entre eles. O uso de padrões obtidos em outros países, com condições de solo totalmente diferentes, é outra fonte de erros, principalmente para aqueles nutrientes cuja absorção e acúmulo são influenciados pelo fator capacidade do solo (veja capítulos IV e VIII), como P, S e Zn. Finalmente, numa situação de carências múltiplas, o método não permite saber qual é o nutriente mais limitante.

No método da faixa de suficiência, o mais utilizado, as normas podem ser geradas de populações de plantas de alta produtividade, sendo a concentração média da população de referência considerada como o NC, e a faixa crítica $FC = \bar{y} \pm ks\bar{y}$, em que $\bar{y}$ é a média da concentração do nutriente, $s\bar{y}$ é o desvio-padrão da média e k um fator de correção relacionado com o coeficiente de variação. Nesse caso, o teor observado na amostra é comparado com faixas de concentrações consideradas insuficientes, adequadas ou tóxicas. Apresenta praticamente as mesmas vantagens e limitações do NC, embora sua adoção melhore a flexibilidade na diagnose, apesar de perda na precisão, principalmente quando os limites das faixas são muito amplos.

A determinação dos níveis críticos ou faixas de suficiência para os diversos nutrientes em relação às diversas culturas é uma das fases da diagnose foliar que demanda grande esforço por parte da pesquisa. Embora muito esteja por ser feito em relação a esse assunto, já existem informações sobre níveis críticos e faixas de suficiência para as culturas mais importantes no País e que podem ser usadas como guia básico para a interpretação do estado nutricional da planta (Quadro 17).

No caso de outras culturas, sobre as quais não se estabeleceram, ainda, bases para a interpretação dos resultados analíticos, é preferível comparar dados de plantas aparentemente normais com os daquelas que apresentam algum sintoma de deficiência

Quadro 17. Valores de referência para a interpretação dos resultados de análise de tecidos de planta

Cultura	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn
	dag kg^{-1}						mg kg^{-1}					
Abacate	1,60-2,00	0,12-0,25	1,50-2,00	1,50-3,00	0,40-0,80	0,20-0,30	50-100	5-15	50-200	30-500	-	30-150
Abacaxi	1,50-1,70	0,80-1,20	2,20-3,00	0,80-1,20	0,30-0,40	0,20-0,30	20-40	5-10	100-200	50-200	-	5-15
Abóbora												
Pecíolo	0,18	0,56	8,26	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Limbo foliar	4,02	0,46	2,36	1,36	0,40	0,31	-	-	-	-	-	-
Acerola												
Terço mediano dos ramos	2,84	0,16	1,29	2,22	0,79	0,15	-	2	48	158	-	15
Terço basal dos ramos	2,96	0,18	1,81	2,16	0,66	0,16	-	2	52	183	-	16
Alface	3,80-4,70	0,50-0,75	6,00-7,00	0,65-1,50	0,35-0,40	0,16-0,25	30-35	5-30	50-200	50-100	-	50-150
Algodão	3,20	0,17	1,50	2,00	0,50	0,40	50	8	70	200	-	30
Alho												
Antes da bulbificação	5,00	0,30	4,00	0,10	0,15	1,5						
Durante bulbificação	4,00	0,30	3,00	0,60	0,30	0,7	50	25	200	100	-	75
Após bulbificação	3,00	0,30	2,00	0,60	0,30	0,3						
Amendoim	4,00	0,20	1,50	2,00	0,30	0,25	140-180	-	-	110-440	0,13-1,39	-
Arroz												
30 dias após a germinação	3,00	0,12	2,00	0,60	0,30	-	30	15	-	-	-	20
Maturidade	2,30-2,60	0,14-0,16	1,20	0,65-0,85	0,40-0,42	0,50-0,70	80	25	260	90	0,3	35
Azálea	2,30	0,29-0,50	0,8-1,6	0,22-1,60	0,17-0,50	-	17-100	6-15	50-150	30-300	-	5-60
Banana	2,60	0,22	2,80	0,60	0,30	0,20	15	8	100	88	-	20
Nanicão	3,04	0,23	4,49	0,80	0,41	-	-	-	-	-	-	-
Batata	4,50-6,00	0,29-0,50	9,3-11,5	0,76-1,00	0,10-0,12	-	25-50	7-20	50-100	30-250	-	45-250
Buganvília	2,50-4,50	0,25-0,75	3,00-5,50	1,00-2,00	0,25-0,75	0,20-0,50	25-75	8-50	50-300	50-200	-	20-200
Cacau	1,90-2,30	0,15-0,18	1,70-2,00	0,90-1,20	0,40-0,70	0,17-0,20	30-40	10-15	150-200	150-200	0,50-1,00	50-70
Café												
Geral	2,70-3,20	0,15-0,20	1,90-2,40	1,00-1,40	0,31-0,36	0,15-020	59-80	8-16	90-180	120-210	0,15-0,20	8-16
Sul de Minas	2,83-3,20	0,12-0,16	1,97-3,03	0,84-1,32	0,29-0,48	0,13-0,19	39-67	16-24	61-120	110-193	-	9-20
Manhuaçu	2,60-2,96	0,15-0,23	2,06-2,78	0,94-1,26	0,31-0,40	0,18-0,24	54-83	14-20	53-107	79-155	-	8-16
Viçosa	2,66-3,28	0,15-0,19	2,12-2,87	1,10-1,20	0,36-0,52	0,17-0,21	31-57	18-38	54-72	116-326	-	7-13
Patrocínio	2,51-2,85	0,10-0,15	2,24-3,10	1,00-1,34	0,36-0,52	0,13-0,18	44-64	34-64	94-159	77-141	-	13-30
Flores	2,29-2,59	0,24-0,26	1,79-2,63	0,12-0,22	0,16-0,20	0,17-0,21	17-23	8-14	59-89	44-100		7-10
Cana-de-açúcar	2,00-2,30	0,20-0,25	0,90-1,50	0,95-1,15	0,20-0,45	0,15-0,30	15-50	8-10	100-500	50-250	0,15-0,30	25-50
Caju												
Folhas superiores	2,58	0,20	1,29	0,24*	0,23	0,11	-	-	-	-	-	-
Folhas inferiores	2,40	0,16	1,10	0,75	0,31	0,14	-	-	-	-	-	-
Cebola	4,00	0,30	4,00	0,40	0,40	0,40	0,70	-	-	-	-	-
Cenoura	3,60	0,22	6,34	1,84	0,39	0,38	-	-	-	-	-	-
Citrus	2,30-2,70	0,12-0,16	1,00-1,50	3,50-4,50	0,25-0,40	0,20-0,30	36-100	4-10	50-120	35-50	0,10-1,00	35-50
Laranja												
Baianinha	2,21	0,10	1,50	2,51	0,15	0,15	77	14	143	106	-	115
Natal	2,42	0,10	0,92	3,42	0,19	0,20	-	23	127	28	-	79
Pêra Rio	2,59	0,12	0,98	3,87	0,16	0,23	75	8	69	60	-	92
Valencia	2,27	0,10	0,88	3,59	0,21	0,19	82	13	122	62	-	100
Tangor												
Murcote	2,53	0,10	1,18	3,22	0,15	0,21	61	7	96	39	-	31
Coqueiro anão	1,80-2,00	0,11-0,12	0,60-0,80	0,15-0,20	0,20-0,25	-	8	-	40-45	60	-	-

Continua...

Quadro 17. Continuação

Cultura	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn
	dag kg^{-1}						mg kg^{-1}					
Couve-flor	2,50	0,50	2,80	2,00	0,40	0,12	60-80	8-10	120-140	45-70	0,40-0,80	35-50
Cravo	3,20-5,20	0,25-0,80	2,80-6,00	1,00-2,00	0,25-0,70	0,25-0,80	30-100	8-30	50-200	50-200	-	25-200
Crisântemo	2,25	0,13	2,87	1,68	0,93	0,13	65	-	-	-	-	-
Ervilha	4,50	0,30	2,00	1,50	0,30	0,50	100-110	15-20	100-120	40-50	0,60-1,00	80-200
Eucalipto	1,35-1,80	0,09-0,13	0,90-1,30	0,60-1,00	0,35-0,50	0,15-0,20	30-50	7-10	150-200	400-600	0,50-1,00	12-25
Espinafre	4,00	0,40	6,00	1,00	1,00	0,30	30-40	10-15	300-400	200-500	-	100-120
Feijão	3,00-3,50	0,40-0,70	2,70-3,50	2,50-3,50	0,30-0,60	0,15-0,20	100-150	8-10	300-500	200-300	-	45-55
Figo	2,20-2,40	0,12-0,16	1,20-1,70	2,60-3,40	0,60-0,80	-	50-80	4-8	80-160	60-100	-	11-13
Fumo	4,60	0,30	4,80	1,24	0,53	0,23	28	9	140	118	-	58
Gerânio	2,18	0,37	2,14	1,45	0,53	0,16	-	-	-	-	-	-
Girassol	3,30-3,50	0,40-0,70	2,00-2,40	1,70-2,20	0,90-1,10	0,50-0,70	50-70	30-50	150-200	300-600	-	70-140
Goiaba												
3° folha broto terminal	3,11	0,31	3,67	1,36	0,38	0,27	131	-	128	242	-	-
4° folha broto	2,2-2,6	0,15-0,19	1,7-2,0	1,11-1,50	0,25-0,35	0,30-0,35	20-25	10-40	50-150	180-250	-	25-35
terminal sem fruto	2,28	0,21	1,33	1,43	0,66	-	49	24	160	46	-	27
média das folhas 1-8												
Gramíneas												
forrageiras	1,50-2,00	0,10-0,15	1,50-2,50	0,30-0,60	0,20-0,50	0,08-0,16	-	2-8	30-150	30-50	-	-
Braquiária	1,13-1,50	0,08-0,11	1,43-1,84	0,40-1,02	0,12-0,22	0,11-0,15	15-20	7-10	100-150	80-100	0,50-1,00	20-25
Colonião	1,28-1,47	0,06-0,11	1,08-1,65	0,23-0,46	0,15-0,23	0,13-0,18	20-25	3-5	150-200	200-300	0,11-0,15	25-30
Jaraguá	1,80	0,12	1,50	0,37	0,20	0,70	25-30	10-15	150-200	150-200	0,50-0,75	40-50
Napier												
Hortência	3,00-5,50	0,25-0,70	2,20-5,00	0,60-1,00	0,22-0,50	0,20-0,70	20-50	6-50	50-300	50-300	-	20-200
Leguminosas												
Forrageiras	3,50	0,50	5,00	3,70	0,50	0,20	60-70	5-7	150-200	200-250	-	15-20
Galáctia	3,00	1,50	3,70	2,70	0,50	0,20	40-60	8-10	150-200	100-120	0,50-0,80	30-35
Soja Perene	2,70	0,40	2,70	2,10	0,70	0,10	25-30	8-10	100-150	60-90	0,20-0,40	25-30
Siratro	2,60	0,60	3,50	2,20	0,40	0,40	70-80	4-7	600-700	90-120	-	25-30
Estilosantes												
Lírio	3,30-4,80	0,25-0,70	3,30-5,00	0,60-1,50	0,20-0,70	0,25-0,70	20-75	8-50	60-200	35-200	-	20-200
Maçã	2,50	0,20	1,50	1,20	0,30	0,25	20	10	100-200	75	0,15-0,30	30
Mamão												
Limbo	4,5-5,0	0,50-0,70	2,50-3,00	2,00-2,20	1,00	0,40-0,60	15	11	291	70	-	43
Pecíolo	1,00	0,30	2,50-3,00	1,50	0,40	-	-	-	-	-	-	-
Mamona	4,00-5,00	0,30-0,40	3,00-4,00	1,50-2,50	0,25-0,35	0,30-0,40	-	-	-	-	-	-
Mandioca	5,90-5,80	0,30-0,50	1,30-2,00	0,75-0,85	0,29-0,31	0,26-0,30	30-60	6-10	120-140	50-120	-	30-60
Limbo	5,33	0,42	1,59	0,58	0,20	0,23	21	13	123	114	-	58
Pecíolo	2,36	0,29	2,59	1,00	0,30	0,06	16	13	34	89	-	43
Manga												
Geral					0,40-0,80	0,20-0,30	30	30	70	120	-	90
Antes da floração	1,20-1,24	0,11	0,74-0,75	2,03-2,05	-	-	-	-	-	-	-	-
Plena floração e formação frutos	1,04-1,17	0,09-0,11	0,53-0,64	2,48-2,75	-	-	-	-	-	-	-	-
Maturação frutos	1,05-1,12	0,09-0,10	0,50-0,56	2,20-2,62	-	-	-	-	-	-	-	-
Maracujá												
Amarelo	3,60-4,60	0,20-0,30	2,40-3,20	1,70-2,80	0,21	0,44	39-47	15-16	116-233	433-604	-	26-49
Roxo	3,60-4,60	0,20-0,30	1,60-3,10	1,90-2,10	0,21	0,44	38	8-9	188-230	449-522	-	31-42
Melão	3,51	0,39	4,21	3,74	1,09	0,19	57	17	516	160	-	51
Milho	3,00	0,22	2,00	0,45	0,25	0,20	20	9	-	-	0,20	20

Continua...

Quadro 17. Continuação

Cultura	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn
	dag kg^{-1}						mg kg^{-1}					
Pepino	4,72	0,47	3,39	4,66	0,75	0,17	54	-	-	-	0,50	43
Pimenta do reino	1,89	0,12	2,19	1,04	0,3	0,18	-	-	-	-	-	-
Pimentão	3,20-3,70	0,20-0,22	5,70-5,95	2,95-3,45	0,54-0,60	0,30-0,45	-	-	-	-	-	-
Pêra	2,30-2,70	0,14-0,20	1,20-2,00	1,40-2,10	0,30-0,50	0,17-0,26	20-40	9-20	60-200	60-120	-	30-40
Pêssego	2,60-3,50	0,20-0,30	2,50-3,00	1,50-2,50	0,30-0,50	0,20-0,30	40-60	-	-	100-150	-	30-40
Pinus	1,30	0,20	1,0	-	0,20	0,20	60	5	100	200	-	-
Pinus caribaea												
mudas	1,26	-	1,60	0,17	0,17	0,18	-	-	97	20	-	7
Acículas												
Pupunha	3,50	0,20	1,10	0,40	0,30	0,20	30	9	126	142	-	23
Repolho	2,86	0,41	2,54	0,58	0,17	0,60	-	15-20	80-100	48	0,12	40
Rosa	3,00-3,50	0,25-0,50	1,50-3,00	1,00-2,00	0,25-0,50	0,25-0,70	30-60	7-25	60-200	30-200	0,10-0,90	18-100
Seringueira												
Viveiro	3,00-3,35	0,12-0,18	0,60-0,93	0,90-1,00	0,35-0,40	0,14-0,24	20-68	17-30	66-85	11-35	1,71	34-55
Adulto	2,60-3,50	0,16-0,23	1,00-1,40	0,75-0,85	0,17-0,25	0,18-0,26	20-70	10-15	70-90	15-40	1,5-2,0	20-30
Soja	3,15-4,70	0,20-0,40	1,70-2,75	1,00-1,30	0,30-0,45	0,20-0,30	30-50	7-10	45-125	20-85	-	30-75
Sorgo	2,30-2,90	0,45	1,30-3,00	0,20-0,90	0,25-0,40	0,15-0,60	-	10-30	70-85	35-70	-	10-25
Tomate												
Pecíolo	2,60-5,00	0,60-0,80	7,00-9,00	1,50-3,00	0,50-0,90	0,45-0,50	-	35-50	60-75	95-160	-	125-140
Limbo foliar	4,00-5,00	0,55-0,70	3,00-6,00	2,3-4,6	0,50-0,75	-	-	25-40	260-360	290-300	-	35-40
Folha	5,00	0,25	3,60	-	0,60	0,80	-	-	180	280	-	30-60
Trigo	3,00-3,30	0,20-0,30	2,30-2,50	1,40	0,40	0,40	20	9-18	-	16-28	1-5	20-40
Violeta	3,00-6,00	0,30-0,70	3,00-6,50	1,00-2,00	0,25-0,50	0,25-0,70	25-75	8-35	50-200	40-200	-	25-100
Uva	2,50	0,20	1,50	0,40	0,40	-	-	15	-	40-100	-	25-40
Itália Florescimento	4,39	0,60	2,27	2,56	0,49	0,75	4	4	6	7	-	5
Itália Amolecimento	3,14	0,62	2,24	2,96	0,73	0,42	3	4	7	7	-	5

(1) Nível crítico em faixa de suficiência.

nutricional. Comparações de grande valor também podem ser obtidas de amostras coletadas em diferentes situações de nível tecnológico adotado, por exemplo, alto, médio e baixo, estabelecendo-se padrões para a interpretação dos resultados.

Os resultados indicam que a lavoura representada pela amostra (Quadro 18) apresenta teor muito alto de N, baixo de P, K, S, Mn e Zn, adequado de Ca, Mg, Fe Cu e B,

Quadro 18. Teores de macro e micronutrientes de uma amostra de folhas de cafeeiro da região de Viçosa, MG, e suas comparações (diagnóstico) com a faixa crítica determinada para a região

	Macronutriente					
	N	P	K	Ca	Mg	S
	dag kg^{-1}					
Amostra	3,40	0,13	1,30	1,03	0,58	0,05
Faixa Crítica(1)	2,47-3,15	0,15-0,19	2,13-2,89	0,92-1,20	0,35-0,56	0,16-0,22
	Micronutriente					
	Mn	Fe	Cu	Zn	B	
	mg kg^{-1}					
Amostra	95	65	21	4	41	
Faixa Crítica	115-286	57-94	13-29	6-12	29-52	

Fonte: (1) Martinez et al. (2003a).

mas não informam quais os nutrientes mais limitantes, tampouco como essas deficiências e excessos poderão ser corrigidos. As medidas corretivas deverão ser tomadas com base também na análise do solo, exigências da cultura e histórico da área.

Fertigramas

Fertigramas nada mais são que uma representação gráfica dos NC. São gráficos construídos com círculos concêntricos, com tantas divisões radiais quantos forem os nutrientes. Na intersecção entre o círculo mediano e os segmentos radiais, são alocados os valores dos NC determinados previamente para a cultura em questão (Malavolta et al., 1997).

As concentrações obtidas das análises foliares de determinada lavoura são então plotadas no fertigrama no raio correspondente a cada nutriente, e, após a ligação dos pontos origina-se um polígono, a partir do qual se interpreta o estado nutricional da cultura. Picos a partir do círculo de NC indicam excessos e reentrâncias significam deficiência.

A utilização de fertigramas permite a análise visual da adequação das concentrações de cada nutriente em particular e a análise do estado nutricional da lavoura como um todo, tomando-se por base os NC preestabelecidos. A visualização por meio de diagramas é útil principalmente onde ocorrem problemas nutricionais agudos, tanto por deficiências quanto por excessos. Neste caso, é possível inferir de imediato a respeito da principal ou principais limitações nutricionais de determinada lavoura. No demais, apresenta as mesmas vantagens e limitações do nível ou faixas críticas. Como exemplo, a figura 17 apresenta os fertigramas construídos para três lavouras cafeeiras com produtividades diferentes da região de Viçosa. A relação entre estado nutricional e produtividade é evidente.

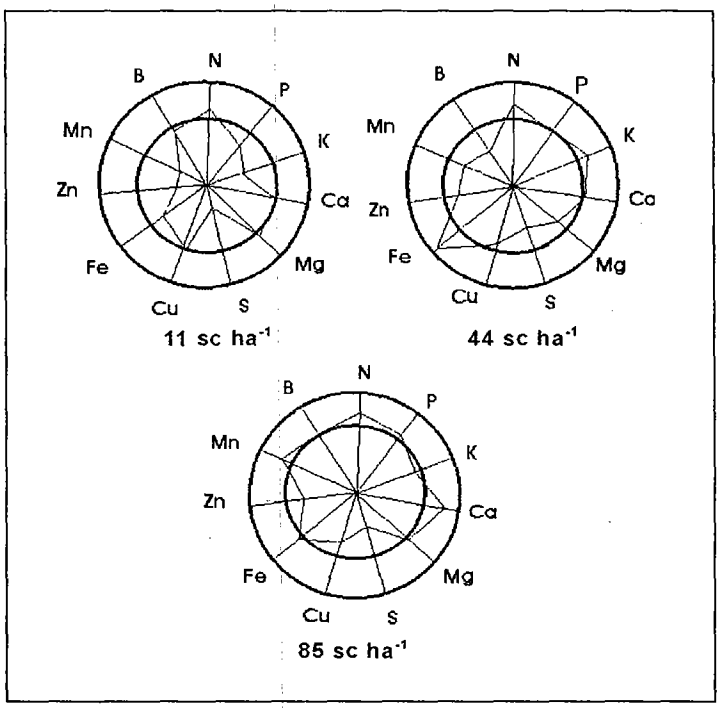


Figura 17. Fertigrama representativo do equilíbrio nutricional em lavouras cafeeiras com produtividade de 11, 44 e 85 sacas por hectare da região de Viçosa, MG.

Desvio do Percentual Ótimo - DOP

Esse método proposto por Montañes et al. (1993) permite conhecer o percentual de desvio do teor de um nutriente qualquer em relação à norma, bem como a ordem de limitação nutricional em determinada amostra. É de fácil aplicação e interpretação. Uma vez obtido o resultado da análise química das plantas, calcula-se o índice DOP para cada nutriente analisado de acordo com a seguinte expressão:

$$DOP = [(C \times 100)/C_{ref}] - 100$$

em que C = teor do nutriente na amostra; e C_{ref} = teor do nutriente preconizado pela norma para as mesmas condições de amostragem.

Um índice negativo indica deficiência e um índice positivo excesso. Índice DOP igual a zero indica que o nutriente se encontra em concentração ótima. Quanto maior o valor absoluto do índice, maior a severidade da carência ou do excesso. O somatório dos valores dos índices DOP calculados para todos os nutrientes analisados representa um índice de balanço nutricional e permite comparar o estado nutricional de lavouras distintas entre si, sendo maior o desequilíbrio naquelas em que o somatório se apresentar maior.

Calculando os índices DOP para a amostra apresentada no quadro 18, tem-se para o N:

$$DOP = [(3{,}40 \times 100)/2{,}81] - 100 = +21$$

O teor de N está 21 % acima do teor de referência, ou seja, do teor da norma. Pelo mesmo processo, obtêm-se os índices DOP para os demais nutrientes (Quadro 19).

Quadro 19. Teores de macro e miconutrientes em uma amostra de folhas de cafeeiro da região de Viçosa, MG, teores dos nutrientes preconizados pela norma para as mesmas condições da amostragem (C_{ref}) e o respectivo desvio percentual ótimo (DOP)

	Macronutriente					
	N	P	K	Ca	Mg	S
Amostra (dag kg^{-1})	3,40	0,13	1,30	1,03	0,58	0,05
C_{ref} (dag kg^{-1})	2,81	0,17	2,51	1,06	0,46	0,19
DOP	21	-23	-48	-3	26	-74
	Micronutriente					
	Mn	Fe	Cu	Zn	B	
Amostra (mg kg^{-1})	95	65	21	4	41	
C_{ref} (mg kg^{-1})	201	75	21	9	40	
DOP	-53	-13	0	-55	2,5	

Fonte: Martinez et al. (2003b).

Em linhas gerais, o diagnóstico pelo DOP é semelhante ao obtido pelo método das faixas críticas. Neste caso, porém, hierarquizam-se as deficiências e os excessos. Vê-se que o nutriente mais deficiente é o S, seguem-se, em ordem decrescente: Mn, Zn, K e P. Cálcio, Cu, B e Fe não apresentam grandes desvios do padrão de referência, enquanto Mg e N apresentam concentrações 26 e 21 % acima da norma (Quadro 19).

Índices Balanceados de Kenworthy

Da mesma forma que a técnica do desvio do percentual ótimo, os índices balanceados de Kenworth, propostos por Kenworthy (1961), permitem avaliar o estado nutricional por meio da percentagem de desvio da concentração de dado nutriente em relação à norma. A vantagem dos índices balanceados de Kenworthy em relação aos índices DOP é que, na obtenção desses índices, são considerados os coeficientes de variação observados para cada um dos nutrientes na população de onde se obteve a norma. Quando a concentração de dado nutriente na amostra for menor que a concentração desse nutriente na norma, a influência da variabilidade é adicionada. Quando essa concentração estiver acima da concentração da norma, a influência da variabilidade é subtraída, obtendo-se, assim, índices balanceados. Para o cálculo dos índices, consideram-se, então, duas situações:

a) $X_i > X$

$$I = (P - 100)\ CV/100$$
$$B = P - I$$

b) $X_i < X$

$$I = (100 - P)\ CV/100$$
$$B = P + I$$

em que X_i = teor do nutriente na amostra; X = teor padrão, norma; P = X_i em percentagem de X; CV = coeficiente de variação do teor na norma; I = influência da variação; e B = índice balanceado de Kenworthy, em percentagem.

Os resultados obtidos são então interpretados da seguinte maneira: faixa de deficiência (17 a 50 %); faixa marginal (50 a 83 %); faixa adequada (83 a 117 %); faixa elevada (117 a 150 %) e faixa excessiva (150 a 183 %).

Empregando a mesma amostra diagnosticada anteriormente (Quadro 19), obtém-se para N o seguinte índice B:

$$X_i > X$$
$$I = (121\text{-}100)\ 10{,}29/100 = 2{,}16$$

B = 121-2,16 = 119, que corresponde à faixa elevada.

Para o P, o índice B é:

$$X_i < X$$
$$I = (100\text{-}76)\ 9{,}98/100 = 2{,}39$$

B = 76 + 2,39 = 79, que corresponde à faixa marginal.

Calculando os índices B para todos os nutrientes (Quadro 20), diagnostica-se que os teores de Ca, Mn, Fe e Cu estão adequados. Os de N e Mg estão elevados, os de P, K e Zn são marginais e o de S é deficiente. Há, neste caso, grande concordância com o diagnóstico realizado pelo DOP (Quadro 19).

Quadro 20. Teores (X_i) de macro e miconutrientes em uma amostra de folhas de cafeeiro da região de Viçosa, MG, sob diagnóstico, teores padrão – normas (X), coeficiente de variação (CV) para as mesmas condições de amostrgem e respectivos índices balanceados de Kenworthy

	Macronutriente					
	N	P	K	Ca	Mg	S
X_i (dag kg^{-1})	3,40	0,13	1,30	1,03	0,58	0,05
X (dag kg^{-1})	2,81	0,17	2,51	1,06	0,46	0,19
CV %	10,29	9,98	15,05	9,66	21,89	16,15
B %	119	79	59	97	120	38
	Micronutriente					
	Mn	**Fe**	**Cu**	**Zn**	**B**	
X_i (mg kg^{-1})	95	65	21	4	41	
X (mg kg^{-1})	201	75	21	9	40	
CV %	79,43	24,41	79,9	56,22	37,32	
B %	89	90	100	78	102	

Fonte: Martinez et al. (2003b).

Sistema Integrado de Diagnose e Recomendação - DRIS

O método DRIS, preconizado por Beaufils (1973), baseia-se no cálculo de índices para cada nutriente, considerando sua relação com os demais. Envolve a comparação das relações de cada par de nutrientes encontrados em determinado tecido da planta, com as relações médias correspondentes às normas prestabelecidas a partir de uma população de referência. Essas relações experimentam menores variações com a idade da planta, por exemplo, do que os níveis críticos ou as faixas de suficiência. Para o estabelecimento de normas DRIS, é preciso ter grande quantidade de dados (da ordem de centenas) de teores de nutrientes e produtividade, tomados ao acaso, recomendando-se que pelo menos 10 % da população amostrada componha o grupo de alta produtividade. A população dividida em dois grupos, um de alta e outro de baixa produtividade, propicia uma curva de distribuição normal para os teores dos nutrientes (Figura 18). A subpopulação de alta produtividade é que será usada como referência no estabelecimento das normas DRIS.

O DRIS permite identificar casos em que desequilíbrios nutricionais limitam a produtividade, mesmo quando nenhum dos nutrientes avaliados se encontra abaixo de seu

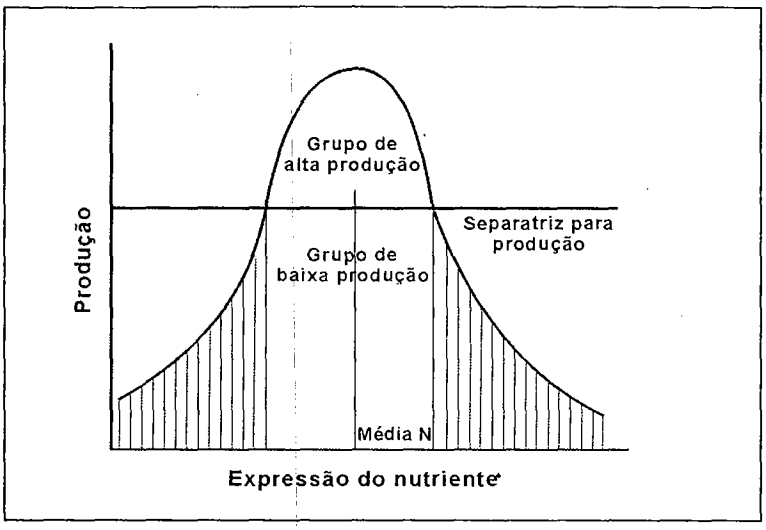


Figura 18. Representação da relação entre nutriente na folha e produção para estabelecimento da norma DRIS. As áreas sombreadas representam amostras com insuficiência, excesso ou desequilibrio quanto ao nutriente em questão.

NC, além de hierarquizar os nutrientes quanto à ordem de limitação. Uma das desvantagens do método é a maior dificuldade nos cálculos dos índices, o que, no entanto, se supera com o uso de aplicativos computacionais; outra é a dependência entre os índices, que faz com que um índice muito elevado influencie negativamente os demais, podendo-se diagnosticar deficiência para um nutriente que se encontra em concentrações adequadas.

Inicialmente, calculam-se as normas, ou seja, a média, o desvio-padrão e o coeficiente de variação das relações diretas e inversas entre nutrientes, dois a dois, para a população de referência (alta produtividade). Relação direta é aquela em que o nutriente em questão aparece no numerador (N/P) e relação inversa é aquela em que o nutriente em questão aparece no denominador (P/N). O número de relações possíveis (NR) é obtido pela seguinte equação:

$$NR = n\,(n - 1)$$

em que n = número de nutrientes em estudo.

Se n = 11 (N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Fe, Zn, Mn e B); NR = 110, sendo metade relações diretas e metade relações inversas.

Em seguida, fazem-se comparações entre as razões dos nutrientes na amostra a ser diagnosticada com as razões (normas) da população de referência, calculando-se os índices de DRIS, conforme a fórmula a seguir (Alvarez V. & Leite, 1999):

$$\text{Índice A} = \frac{Z(A/B) + Z(A/C) + \ldots + Z(A/N) - Z(B/A) - Z(B/C) - \ldots - Z(B/N)}{2(n - 1)}$$

em que Índice A = Índice DRIS do nutriente.

$$Z(A/B) = [\,(A/B) - (a/b)\,]\,.\ k/s \text{ (Jones, 1981)}$$

em que Z(A/B) = função da relação entre os nutrientes A e B da amostra a ser diagnosticada; A/B = valor da relação entre nutrientes A e B, para a amostra a ser diagnosticada (relação direta); a/b = valor da média obtida para as relações A/B, oriundas da população de plantas de alta produtividade (norma de referência); n = número de nutrientes envolvidos na análise; k = valor constante (usualmente = 10), e s = desvio-padrão dos valores da relação A/B da população de referência.

O índice de balanço nutricional médio (IBNm) é então calculado por meio do somatório dos valores absolutos dos índices DRIS obtidos para cada nutriente, conforme a equação:

$$IBNm = [\ |\ \text{índice A}\ |\ +\ |\ \text{índice B}\ |\ + \ldots +\ |\text{índice N}\ |\ ]\ /\ n$$

O DRIS permite conhecer a ordem de limitação dos nutrientes e se essa limitação ocorre por carência ou por excesso em determinada lavoura, avaliando-se a adequação das relações entre nutrientes; contudo, não permite o cálculo da quantidade de nutrientes que deve ser aplicada para corrigir uma deficiência determinada. O suprimento do nutriente mais limitante não significa que o segundo elemento passará a ser a maior limitação, pois as relações podem ser alteradas.

Os índices DRIS podem assumir valores negativos, quando ocorre deficiência do nutriente considerado em relação aos demais. Valores positivos, por outro lado, indicam excesso, e quanto mais próximo de zero estiverem, mais próxima estará a planta do equilíbrio nutricional para o nutriente em estudo, permitindo a classificação dos nutrientes em ordem de importância na definição da produção e fornecendo, ao mesmo tempo, uma indicação da intensidade de exigência de determinado elemento pela planta. A soma dos valores absolutos dos índices DRIS, fornece o "Índice de Balanço Nutricional" (IBN), que permite comparar o equilíbrio nutricional de diversas lavouras entre si.

A título de exemplo são apresentados os índices de DRIS de cinco lavouras de café com produtividades médias diferentes das regiões de Viçosa e São Sebastião do Paraíso (Quadro 21). A relação entre estado nutricional e produtividade é clara. Entretanto, as lavouras de número 17 e 41, da região de Viçosa, apresentam IBN semelhantes, de 83 e

Quadro 21. Índices DRIS e índices de balanço nutricional (IBN) para algumas lavouras cafeeiras das regiões de Viçosa e São Sebastião do Paraíso, MG

Lavoura		Índice DRIS											IBN
Número	Produção	N	P	K	Ca	Mg	S	Cu	Fe	Zn	Mn	B	
	sc ha^{-1}						Viçosa						
7	50,67	2	3	0	-1	3	-9	2	0	6	-2	-5	33
17	16,00	-5	-6	-1	-5	-8	5	14	1	21	-13	-4	83
41	3,29	5	-15	-1	10	-12	1	5	4	-16	17	3	89
							São Sebastião Paraíso						
45	44,35	5	-5	-2	0	3	0	2	-3	-4	2	1	27
6	22,43	0	-10	-15	17	21	-9	-13	14	3	-11	4	117

89, enquanto suas produtividades médias são bem diferentes. Nesse caso, limitações de outra ordem, como, por exemplo, fisiológicas (plantas que já perderam os ramos produtivos) devem estar associadas à baixa produtividade da lavoura 41.

Considerando as estatísticas para as normas, referentes aos teores de N, P e K em lavouras de café em Minas Gerais (Quadro 22), calcularam-se índices DRIS para os teores destes nutrientes para a lavoura do exemplo (Quadro 18), que apresentam os teores de 3,40, 0,13 e 1,30 dag kg^{-1} de N, P e K, respectivamente:

a) Cálculo das funções das relações entre nutrientes, seguindo a fórmula de Jones (1981):

$$Z(A/B) = [\,(A/B) - (a/b)\,] \,.\, k/s$$

$$Z(N/P) = [\,(26{,}154) - (18{,}100)\,] \,.\, 10/4{,}751 = 16{,}95$$

$$Z(N/K) = [\,(2{,}615) - (1{,}154)\,] \,.\, 10/0{,}260 = 56{,}19$$

$$Z(P/N) = [\,(0{,}038) - (0{,}059)\,] \,.\, 10/0{,}017 = -12{,}35$$

$$Z(P/K) = [\,(0{,}100) - (0{,}067)\,] \,.\, 10/0{,}018 = 18{,}33$$

$$Z(K/N) = [\,(0{,}382) - (0{,}906)\,] \,.\, 10/0{,}188 = -27{,}87$$

$$Z(K/P) = [\,(10{,}000) - (16{,}113)\,] \,.\, 10/4{,}849 = -12{,}61$$

b) Cálculo dos indices de DRIS, seguindo a fórmula (Alvarez & Leite, 1999):

$$\text{Índice A} = \frac{+\,Z(A/B) + Z(A/C) + \ldots + Z(A/N) - Z(B/A) - Z(B/C) - \ldots - Z(B/N)}{2(n-1)}$$

$$\text{Índice N} = \frac{+\,Z(N/P) + Z(N/K) + Z(P/N) - Z(K/N)}{2(3-1)}$$

$$\text{Índice N} = \frac{+\,(16{,}95) - (56{,}19) - (-12{,}35) - (-27{,}87)}{2(3-1)} = 28{,}34$$

$$\text{Índice P} = \frac{+\,Z(P/N) + Z(P/K) - Z(N/P) - Z(K/P)}{2(3-1)}$$

$$\text{Índice P} = \frac{+\,(-12{,}35) + (18{,}33) - (-16{,}95) - (-12{,}61)}{2(3-1)} = 0{,}41$$

$$\text{Índice K} = \frac{+\,Z(K/N) + Z(K/P) - Z(N/K) - Z(P/K)}{2(3-1)}$$

$$\text{Índice K} = \frac{+\,(-27{,}87) + (-12{,}61) - (56{,}19) - (18{,}33)}{2(3-1)} = -28{,}75$$

Quadro 22. Média, desvio-padrão e coeficiente de variação (CV) para as relações de teores de nitrogênio, fósforo e potássio considerados normas para lavouras de café em Minas Gerais

Relações da norma[1]	Média	Desvio-padrão	CV
			%
N/P	18,100	4,751	26,25
N/K	1,154	0,260	22,53
P/N	0,059	0,017	28,61
P/K	0,067	0,018	26,71
K/N	0,906	0,188	20,80
K/P	16,113	4,849	30,10

[1] Relações entre concentrações expressas em dag kg^{-1}
Fonte: Martinez et al. (2004).

Os índices calculados devem ser expressos em números inteiros, tendo-se então os valores 28 para N, 0 para P e -29 para K, indicando que as concentrações de N estão desequilibradas por excesso, as de P estão em equilíbrio e as de K estão desequilibradas por falta.

c) Cálculo do IBNm

IBNm = [| índice A | + | índice B | +...+ | índice N |] / n

IBNm = [| índice N | + | índice P | + | índice K |] / n

IBNm = [| 28 | + | 0 | + | 29 |] / 3 = 19

A rigor, este diagnostico não poderia ser comparado aos anteriores, pois, neste caso, apenas três nutrientes foram envolvidos mas, tal qual nos demais, o excesso de N e a deficiência de K são evidentes.

Potencial de Resposta à Adubação

Uma das dificuldades do uso do "Índice de Balanço Nutricional Médio" (IBNm) como técnica de diagnóstico refere-se ao fato de que os valores absolutos dos índices calculados podem variar com a fórmula de cálculo ou com o número de relações binárias envolvidas, não permitindo avaliar, em cada caso, o potencial de resposta à adubação. Visando melhorar a interpretação dos resultados dos índices de DRIS, foi desenvolvido no Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (Wadt, 1996), o método do Potencial de Resposta à Adubação (PRA). Por este método, são definidas cinco classes de probabilidade de resposta à adubação, comparando-se o índice calculado para determinado nutriente e o índice de balanço nutricional médio (IBNm). De acordo com Wadt (1996), as cinco classes de probabilidade de resposta à adubação são definidas da seguinte maneira:

Classe 1: Resposta positiva (P) – Tem probabilidade de ocorrer quando o índice DRIS do nutriente, sendo o de menor valor, for, simultaneamente, maior em módulo que o IBNm.

Tomando o exemplo anterior, observa-se que o IBNm é 19 e o índice de DRIS calculado para K é -29, portanto, mais elevado em módulo que o IBNm. A adubação com K tem, nesse caso, alta probabilidade de resposta. Para a lavoura 6 (Quadro 21), o IBNm = 117/11 = 11 e o K é o elemento que atende a esta condição, sugerindo alta probabilidade de que essa lavoura responda à adubação com K.

Classe 2: Resposta positiva ou nula (PZ) – Tem probabilidade de ocorrer quando o índice de DRIS do nutriente for negativo e, embora sendo maior em módulo que o IBNm, não for o menor índice de DRIS. Para a lavoura 6, esse é o caso para o Cu.

Classe 3: Resposta nula (Z) – Tem probabilidade de ocorrer quando o índice DRIS do nutriente em módulo for inferior ou igual ao IBNm. É o caso do P no exemplo considerado. Para a lavoura 6 (Quadro 21), isso ocorre para N, P, Mg, Zn, Mn e B.

Classe 4: Resposta negativa ou nula (NZ) – Tem probabilidade de ocorrer quando o índice DRIS do nutriente for positivo e maior, em módulo, que o IBNm, porém sem ser o índice DRIS de maior valor. Esse é o caso do N no exemplo. Para a lavoura 6 (Quadro 21), Ca e Fe satisfazem essa condição.

Classe 5: Resposta negativa (N) – Tem probabilidade de ocorrer quando o índice DRIS do nutriente, sendo maior que o IBNm, também for maior que todos os índices de DRIS. A lavoura 6 (Quadro 21) apresenta essa condição para o Mg, o que significa que a adubação com Mg tem alta probabilidade de reduzir a produção dessa lavoura.

Diagnose da Composição Nutricional – CND

Enquanto níveis e faixas críticas são métodos univariados e o DRIS um método bivariado, o CND é um método multivariado de diagnóstico e foi descrito por Parent & Dafir (2001). Neste caso, em vez das interações entre os nutrientes dois a dois, são consideradas as interações de todos os nutrientes em diagnóstico entre si. O diagnóstico é realizado por meio de índices, calculados a partir de variáveis multinutrientes (V_i). As variáveis multinutrientes consideram a média geométrica da composição nutricional da planta (G) e a média aritmética das variáveis multinutrientes (v_i) e seus desvios-padrão (s_i) para a população de referência, ou seja, para a população de alta produtividade usada para gerar as normas. Também, neste caso, os índices que tendem para zero denotam maior equilíbrio nutricional.

Como o teor inadequado de um nutriente pode apresentar antagonismo ou sinergismo com os demais, pelo menos teoricamente, o CND apresenta maior sensibilidade para diagnosticar desequilíbrios nutricionais.

Os índices multinutrientes Iv_i são calculados de acordo com a seguinte expressão:

$$Iv_i = (V_i - v_i)/s_i$$

em que V_i = variaveis multinutrientes para a amostra em teste; v_i = média das variáveis multinutrientes da população de referência ou norma; e s_i = desvio-padrão das variáveis multinutrientes da população de referência.

sendo

$$V_i = \ln(X_i/G)$$

em que X_i = teor de um nutriente na folha; $G = (X_N . X_P . X_K . \ldots X_{Zn}.R)^{1/(n+1)}$; $R = 1.000 - \Sigma X_i$; e n = número de nutrientes envolvidos no diagnóstico.

Considerando uma amostra de folhas de soja com teores de 32,0; 1,2 e 17,5; 7,5; 3,0 e 2,0 g kg^{-1} de N, P, K, Ca, Mg e S, respectivamente e 28,3; 3,0; 105,8; 43,1 e 15,4 mg kg^{-1} (0,0283; 0,0030; 0,1058; 0,0431 e 0,0154 g kg^{-1}) de B, Cu, Fe, Mn e Zn, empregando as normas geradas por Kurihara (2004): calcularam-se os índices CND para N, P, K e Zn como exemplo:

Estatística (norma)	N	P	K	...	Zn
v_i (média)	3,49	0,90	2,87	...	-3,39
s (desvio-padrão)	0,19	0,24	0,26	...	0,24

para o cálculo das variáveis multinutrientes para os exemplos da amostra em teste, calcularam-se, principalmente, R e G:

$$\Sigma X_i = 32,0 + 1,2 + \ldots + 2,0 + 0,0283 + 0,0030 + \ldots + 0,0154 = 63,395$$

$$R = 1.000 - 63.3956 = 936,6044$$

$$G = (32,0 \times 1,2 \times \ldots \times 2,0 \times 0,0283 \ldots \times 0,0158 \times 936,6044)^{1/(11+1)}$$

$$= (0,168860989)^{0,0833333} = 0,862239$$

a seguir, calculam-se as variáveis multinutrientes:

$$V_N = \ln(32,0/0,862239)$$

$$V_N = \ln(37,112699) = 3,613959$$

$$V_P = \ln[(1,2/(0,862239)]$$

$$V_P = \ln(1,391726) = 0,330545$$

$$V_K = \ln[(17,5/(0,862239)]$$

$$V_K = \ln(20,296007) = 3,010424$$

$$V_{Zn} = \ln(0,0154/0,862239)$$

$$V_{Zn} = \ln(0,017860) = -4,025164$$

por fim, faz-se o cálculo dos índices multinutrientes:

$$Iv_N = (V_N - v_N)/s_N$$
$$Iv_N = (3{,}6140 - 3{,}49)]/0{,}19 = 0{,}652$$

$$Iv_P = (V_P - v_P)/s_P$$
$$Iv_P = [0{,}3305 - 0{,}90]/0{,}24 = -2{,}373$$

$$Iv_K = (V_K - v_K)/s_K$$
$$Iv_K = [3{,}0104 - 2{,}87]/0{,}26 = 0{,}540$$

$$Iv_{Zn} = [-4{,}0252 - (-3{,}39)]/0{,}24 = -2{,}647$$

Dos quatro nutrientes diagnosticados como exemplos, encontram-se em desequilíbrio, por falta, o Zn e o P, e o N e o K, sem limitação.

Outras Técnicas de Diagnóstico

Determinação de Frações Ativas ou Solúveis

As técnicas de análise de tecidos com fins de diagnóstico determinam, em geral, os teores totais de nutrientes e não dão informação sobre a atividade metabólica do elemento no tecido. A fração ativa é de grande importância para aqueles elementos que podem apresentar uma grande fração de reserva ou imobilizada, como ocorre com Fe e outros micronutrientes metálicos. Existe dificuldade em extrair as frações efetivamente ativas dos nutrientes, de modo que não existem normas nem métodos universalmente aceitos.

Algumas espécies acumulam N-NO_3^- ou S-SO_4^{2-} como forma de reserva de N ou de S, e a análise dessa fração solúvel pode ser um melhor indicador de seu estado nutricional, bem como da disponibilidade fisiológica destes nutrientes no tecido. Nesses casos, em geral, os nutrientes são extraídos de amostras de pecíolos com ácido acético diluído ou água, ou mesmo macerando-se o material vegetal em cadinho inox. Tampouco neste caso existem normas e métodos universalmente aceitos (Lucena, 1997).

Métodos Bioquímicos e Enzimáticos

Baseiam-se na influência que um nutriente individualmente tem em um passo metabólico específico. Podem ser usados como ferramenta para o diagnóstico tanto os metabólitos como as atividades de enzimas relacionadas com o nutriente.

O diagnóstico do estado nutricional quanto ao Mo e ao N pode ser realizado, medindo-se a atividade da nitrato reductase, que catalisa a redução de NO_3^- a NO_2^-. Para muitas espécies, a atividade da fosfatase ácida, que catalisa a hidrólise de ésteres de fosfato, é aumentada pela deficiência de P, podendo ser usada para o diagnóstico do estado nutricional quanto a esse elemento. O Zn é componente da anidrase carbônica,

que catalisa a reação $CO_2 + H_2O \rightarrow H^+ + HCO_3^-$. Em muitas espécies, como, por exemplo, citrus, existe estreita correlação entre atividade da anidrase carbônica e concentração de Zn. O Cu é componente da oxidase do ácido ascórbico, sendo esta enzima um bom índice para Cu ativo no tecido. Para o Fe, cuja deficiência é difícil de ser diagnosticada com base na análise dos tecidos, o diagnóstico pode ser feito com base na atividade da peroxidase (Bar-Akiva & Sternbaum, 1966; Lucena, 1997; Malavolta et al., 1997).

Uma das vantagens do diagnóstico metabólico é sua alta sensibilidade, já que pequena variação no conteúdo do nutriente acarreta alta variação no conteúdo do metabólito. A dificuldade em sua aplicação deve-se ao fato de ser a variação no conteúdo de determinado metabólito ou na atividade de determinada enzima afetada por outros fatores que não o nutriente em estudo, além de não existirem normas, nem métodos universalmente aceitos (Bar-Akiva & Sternbaum, 1966; Lucena, 1997; Malavolta et al., 1997).

LITERATURA CITADA

ALVAREZ V., V.H. & LEITE, R.A. Fundamentos estatísticos das fórmulas usadas para cálculo dos índices DRIS. B. Inf. SBCS, 24:20-25, 1999.

ALVAREZ V., V.H. Correlação e calibração de métodos de análises de solo. In: ALVAREZ V., V.H.; FONTES, L.E.F. & FONTES, M.P.F., eds. O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996. p.615-646.

ALVAREZ V., V.H. & CARRARO, I.M. Variabilidade do solo numa unidade de amostragem em solos de Cascavel e de Ponta Grossa, Paraná. R. Ceres, 23:503-510, 1976.

ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; CANTARUTTI, R.B. & LOPES, A.S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G. & ALVAREZ V., V.H., eds. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação. Viçosa, MG, Comissão de Fertilidade de Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. p.25-32.

ANGHINONI, I. & SALET, R.L. Amostragem de solo e recomendações de adubação e calagem no sistema plantio direto. In: NUERNBERG, N.J., ed. Conceitos e fundamentos do sistema plantio direto. Lages, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1998. p.27-57.

BAR-AKIVA. A. & STERNBAUM, J. Possible use of nitrate reductase activity of leaves as measure of the N requirements of citrus trees. Plant Cell Physiol., 6:575-577, 1966.

BARBER, S.A. Soil nutrient bioavailability: A mechanistic approach. 2.ed. New York, John Wiley & Sons, 1995. 414p.

BARRETO, A.C.; NOVAIS, R.F. & BRAGA, J.M. Determinação estatística do número de amostras simples de solo por área para avaliação de sua fertilidade. R. Ceres, 21:142-147, 1974.

BARROS, N.F. & NOVAIS, R.F. Eucalipto. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G. & ALVAREZ V., V.H., eds. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação. Viçosa, MG, Comissão de Fertilidade de Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. p.303-305.

XIV – MANEJO DA ADUBAÇÃO

Carlos Alberto Ceretta[1/], Leandro Souza da Silva[1/] & Aurélio Pavinato[2/]

[1/] Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria.
CEP 97105-900 Santa Maria (RS).
carlosceretta@smail.ufsm.br; leandro@smail.ufsm.br

[2/] SLC Agrícola Ltda, Rua Bernardo Pires, 128, Bairro Santana,
CEP 98110-020 Porto Alegre (RS).
pavinato@slcagricola.com.br

Conteúdo

INTRODUÇÃO 851
MODOS DE APLICAÇÃO 855
LOCALIZAÇÃO 859
ÉPOCAS DE APLICAÇÃO E PARCELAMENTO 862
ADUBAÇÃO VIA TRATAMENTO DE SEMENTES E FOLIAR 869
LITERATURA CITADA 871

INTRODUÇÃO

Manejo da adubação é um conjunto de práticas ou ações, planejadas e aplicadas de forma organizada, com a finalidade de dispor eficiente e economicamente a recomendação de fertilizantes às culturas. Manejar adequadamente a adubação consiste em efetuar um conjunto de decisões que envolvem a definição das doses e das fontes de nutrientes a serem utilizadas, bem como as épocas e as formas de aplicação de corretivos e adubos ao solo, visando à maior eficiência técnica e econômica em relação às condições de solo e de cultivo em cada propriedade (Anghinoni & Bayer, 2004).

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

O estabelecimento das práticas agronômicas adequadas ao correto manejo da adubação, no sentido da solução de problemas, não é tarefa simples. A falta de uma visão sistêmica de integração do conhecimento, tanto na identificação quanto na tomada de decisão, tem levado a frustrações na utilização de técnicas disponíveis por parte do agricultor. Isto porque manejar adequadamente a adubação implica conhecer as plantas e considerá-las como um organismo vivo, sendo necessário entender a funcionalidade do sistema solo e a relação solo-planta, bem como as técnicas disponíveis para o uso eficiente de fertilizantes. Outro fator importante a ser considerado é que o investimento na adubação é um dos mais determinantes nos custos de produção dos cultivos e, por isso, deve proporcionar uma receita satisfatória ao produtor, o que agrega aspectos econômicos na tomada de decisão das práticas agrícolas a serem executadas.

O retorno à adubação é proporcionado diretamente na agricultura e indiretamente na pecuária, o que significa que a tomada de decisão à adubação leva em conta o interesse à nutrição de plantas e o conseqüente retorno financeiro por meio da produção. Sistemas de recomendação de adubação e calagem, como o do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS-RS/SC, 2004), por exemplo, "visam à elevação e manutenção dos teores dos nutrientes no solo e à otimização de retornos econômicos das culturas". Contudo, neste e em outros sistemas de recomendação utilizados no Brasil, a análise de solo é o principal instrumento utilizado para a recomendação de adubação. Daí por que normalmente se dá maior ênfase às características de solo que de plantas, embora isso seja normalmente ressaltado na literatura e esteja parcialmente implícito nos estudos de calibração que fundamentam as recomendações baseadas na análise de solo utilizadas nas diferentes regiões, conforme abordado no capítulo XIII.

A adubação é apenas um dos componentes dos sistemas de produção agropecuários, e por isso não deve ser considerada como uma prática isolada. Um bom manejo da adubação somente é possível com um adequado preparo e conservação do solo, efetivo controle fitossanitário e de plantas invasoras, constante regulagem e manutenção de máquinas, corretas estratégias de comercialização da produção, como exemplos. Neste contexto, técnicos e produtores devem considerar que, em primeiro lugar, é necessário adotar procedimentos que visem à melhor utilização dos nutrientes já existentes no solo para, então, associar com tudo que possa representar um uso eficiente dos fertilizantes aplicados, uma vez porque a construção e a manutenção da fertilidade do solo são processos contínuos e devem ser considerados a longo prazo.

Antes de discutir estratégias, é fundamental considerar que a adubação é um procedimento realizado com o propósito de "complementar" o que o solo tem para disponibilizar às plantas, dadas suas características de material de origem e histórico de uso. Por isso que as expectativas de resposta à adubação e a preocupação com seu manejo, visando à maior eficiência de uso, dependem da disponibilidade natural dos nutrientes no solo (Figura 1). Manejar a adubação em condições de solo onde ainda não foi atingido o teor crítico (também denominado nível crítico ou de suficiência) de qualquer nutriente exige maior atenção porque significa que as plantas serão bastante dependentes dos nutrientes fornecidos pela adubação. Ao contrário, condições de solo em que a disponibilidade dos nutrientes está acima do nível crítico, a probabilidade de resposta

econômica à adubação é pequena, correspondendo, na maioria das vezes, à reposição das quantidades exportadas pelas culturas. Neste caso, a maneira com que o nutriente é fornecido diminui de importância, o que não deve ser interpretado como motivo para menor investimento em estratégias de manejo mais indicadas para o uso mais eficiente dos nutrientes aplicados.

O Brasil é um país de extensas áreas agricultáveis, de diversidade na produção agropecuária, no tipo de tecnologia empregada, no tipo de propriedade e nas características climáticas e culturais. Todos esses fatores criam os mais diferentes cenários e determinam a possibilidade de grandes variações no manejo da adubação. Contudo, os nutrientes e sua dinâmica no solo são os mesmos em qualquer situação (ver detalhes em outros capítulos deste livro). O que realmente muda é a relação dos nutrientes com os diferentes cenários possíveis, justificando que técnicos e produtores devam evitar generalizações no manejo da adubação, adotando procedimentos baseados em uma análise técnica e criteriosa de cada situação. Além disso, na área agronômica, o profissional deve cada vez mais embasar suas decisões em aspectos técnicos e econômicos, como exemplificado no quadro 1, apartir do qual a associação entre os custos do insumo e da aplicação com a eficiência técnica do produto, como fonte de N em seu respectivo modo de aplicação, levaria o técnico a recomendar ao produtor a utilização da uréia incorporada no cultivo do milho.

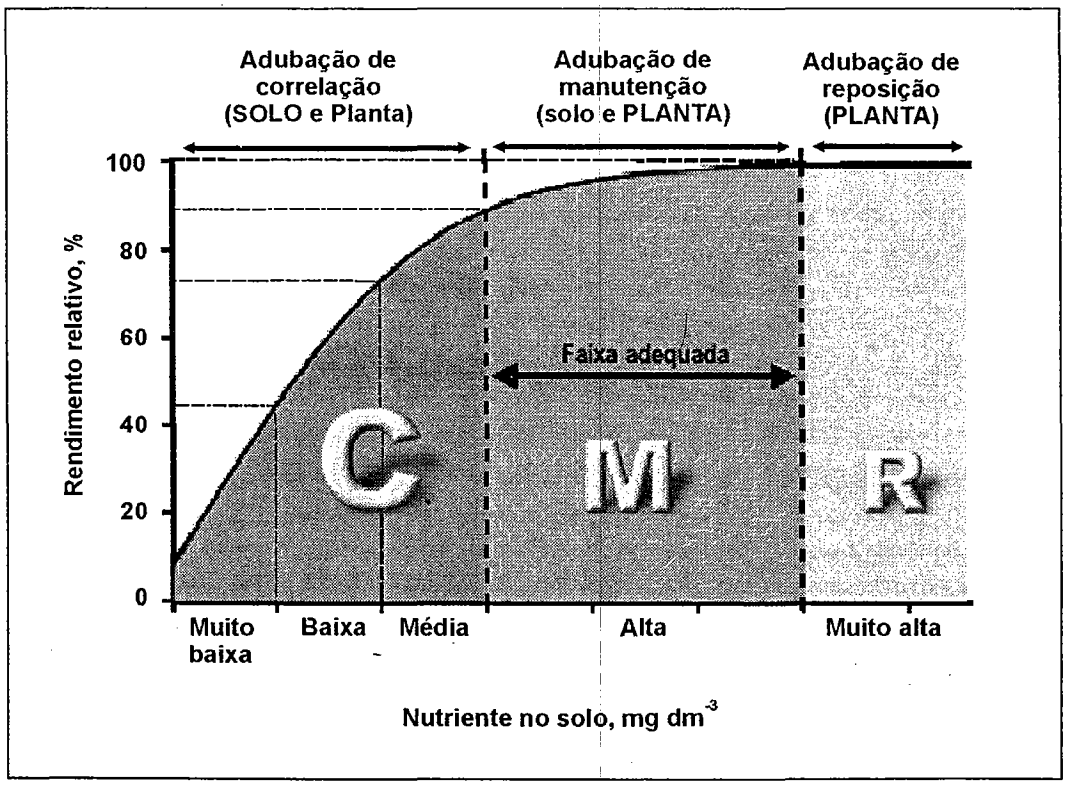


Figura 1. Relação entre o rendimento relativo das culturas como variável do teor de um nutriente no solo e as indicações de adubação para cada faixa de teor no solo.

Fonte: extraído de CQFS-RS/SC (2004), a partir de Gianello & Wiethölter (2004).

Cabe salientar que a lucratividade da atividade agrícola é uma questão de balanço entre receita e despesa, seja qual for o nível tecnológico empregado. Neste sentido, a análise da prática da adubação é considerada como um investimento realizado dentro do sistema de produção da cultura e como o manejo da adubação afeta a receita obtida. Como exemplo desta análise, para a cultura do milho (Figura 2), observa-se que, embora a máxima eficiência técnica da adubação nitrogenada tenha sido obtida com as doses de 243 e 248 kg ha^{-1}, a máxima eficiência econômica foi obtida com 156 e 159 kg ha^{-1}, nas safras de 2002/03 e 2003/04, respectivamente.

Quadro 1. Custos da adubação nitrogenada em cobertura (60 kg ha^{-1} de N) para uma lavoura de milho, considerando a eficiência estimada com base em perdas potenciais por volatilização, para fontes de N e formas de aplicação

Fonte de N e modo de aplicação	Teor de N	Eficiência estimada	Quantidade aplicada	Custos		
				Adubo	Aplicação	Total
	%		kg ha^{-1}	US$ ha^{-1}		
Uréia superficial	45	60	222[1]	37,52[2]	1,43	38,95
Uréia incorporada	45	90	148	25,01	3,82	28,83
Nitrato de amônio superficial	33	95	191	34,19	1,43	35,62
Sulfato de amônio superficial	21	92	310	49,91	1,43	51,74

Foram considerados: preços por tonelada em maio de 2002: US$ 169; 161 e 179 para uréia, sulfato e nitrato de amônio, respectivamente, sendo os preços obtidos em Cooperativas do Planalto do RS. Cotação em maio de 2002 1US$= R$ 2,515. [1] 60 kg ha^{-1} N/0,45/0,60 = 222 kg ha^{-1} N "eficiente" aplicado. [2] A partir da quantidade "eficiente" aplicada.

Fonte: Adaptado de Ceretta & Silveira (2002).

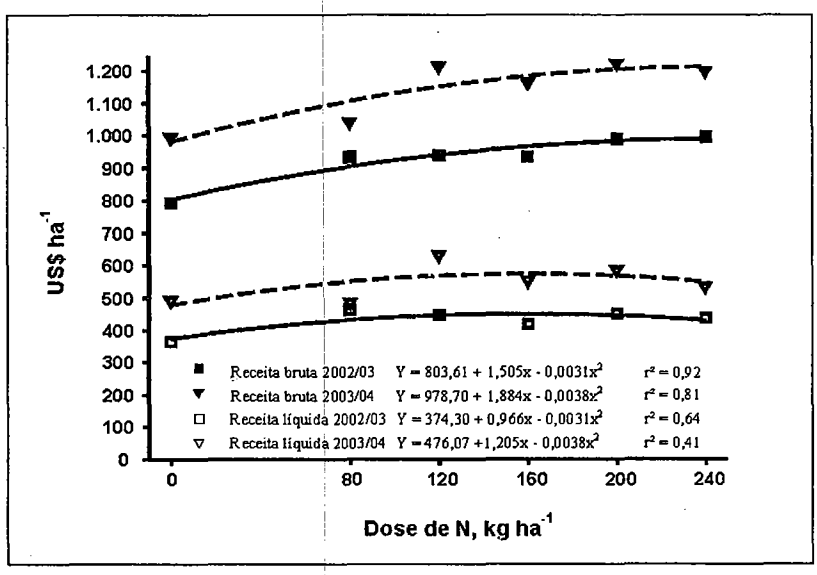


Figura 2. Receita bruta e líquida da produção de grãos de milho irrigado como variável de doses de nitrogênio, nos anos agrícolas 2002/03 e 2003/04 em Cruz Alta, RS.

Fonte: adaptado de Girotto et al. (2004).

Aspectos específicos ao estabelecimento das doses de fertilizantes são inerentes a cada sistema de recomendação empregado nas mais diversas regiões do País e as características das diferentes fontes de nutrientes possíveis de ser aplicadas na produção agropecuária (veja capítulos VII, VIII, IX, X e XI). Dessa forma, este capítulo abordará os aspectos que determinam o modo de aplicação, localização, época de aplicação e parcelamento dos fertilizantes e sua relação com os principais fatores determinantes do manejo da adubação como dinâmica dos nutrientes, doses, fontes, manejo do solo, etc.

MODOS DE APLICAÇÃO

Em geral, os fertilizantes são aplicados localizadamente, como em linha de semeadura, ou a lanço, para culturas anuais. O melhor modo de aplicação depende da cultura que está sendo adubada, das características físicas, químicas e mineralógicas do solo, do histórico de fertilidade do solo e do fertilizante que está sendo aplicado. A discussão do modo de aplicação será mais aprofundada em relação ao P e K, pois o N é tradicionalmente aplicado a lanço e será mais bem discutido no item época e parcelamento das aplicações. Cálcio e Mg também são aplicados a lanço por meio do calcário ou do gesso no caso do Ca, enquanto micronutrientes normalmente estão associados a formulações que os contêm, com exceção de aplicações de micronutrientes via semente ou via foliar, as quais serão discutidas adiante.

Para os fertilizantes fosfatados e potássicos, tradicionalmente, a aplicação é feita na linha de semeadura (em geral, a 5,0 cm abaixo e ao lado da linha das sementes). Esta recomendação está baseada no princípio da localização do fertilizante próximo do sistema radicular, favorecendo sua disponibilidade às plantas. Dessa forma, diminui o caminho que o nutriente precisa percorrer no solo para que seja absorvido, diminuindo sua adsorção às partículas coloidais do solo e facilitando seu transporte pelo espaço poroso (veja capítulo IV), tendo em vista o maior gradiente de concentração entre a rizosfera e a região fertilizada. Esse é o motivo para a utilização das misturas ou formulações NPK na semeadura de modo a suprir parte do N (suficiente apenas para a fase inicial da cultura) e todo o P e K[1] necessários ao cultivo.

Entretanto, a evolução genética e o desenvolvimento de variedades ou híbridos com maior potencial produtivo e a adaptação deste potencial às condições ambientais específicas de cada região e, ou, época de semeadura, associados ao maior investimento em tecnologia nas máquinas para semeadura, com o conseqüente aumento de seu custo, criaram a necessidade de o produtor maximizar a eficiência da semeadura. Uma das possibilidades de aumentar a eficiência da semeadura tem sido a transferência da adubação para outros momentos de menor demanda de mão-de-obra na propriedade.

---

[1] Mesmo o K tem sido aplicado parceladamente para algumas culturas como a soja em solos mais arenosos (veja capítulo IX), como também será discutido mais adiante, neste capítulo.

Exemplo disso ocorre na região Sul, onde alguns produtores deixam de aplicar quantidades parciais ou totais da adubação que seria distribuída na semeadura em sucessão. Com isso, o produtor teria maior agilidade na instalação das culturas, melhor utilização de maquinário e mão-de-obra, além de menor custo dos fertilizantes e do seu transporte. Nesses casos, como o P é um nutriente com forte sorção pelo solo e não causa salinização, o produtor tem dado preferência por utilizar formulações NPK com alta concentração de P e baixa concentração de K ou até mesmo sem a presença de K, o qual seria aplicado a lanço antes (no que se denomina potassagem, numa analogia à fosfatagem) ou após a semeadura (em pré-semeadura ou em cobertura, respectivamente).

Baseados nesses mesmos argumentos, especialmente em áreas de sistema plantio direto as quais apresentam melhoria na fertilidade dos solos, passou-se a utilizar, mais intensamente, a distribuição de todos os fertilizantes fosfatados e potássicos a lanço em pré-semeadura. Antes de qualquer coisa, é preciso evitar que as vantagens operacionais da distribuição dos fertilizantes a lanço motivem técnicos e produtores a utilizar esta prática indevidamente. Considerando ser a difusão o principal processo de transporte, principalmente do P às raízes, deve-se ter em mente que um dos requisitos básicos para a prática de distribuir a lanço e em superfície é que o solo apresente teores de P acima do teor crítico, a partir do qual a recomendação baseia-se, principalmente, na aplicação de quantidades de nutrientes suficientes para repor a exportação pelas culturas. Isso porque, nestas condições, a probabilidade de resposta das culturas à aplicação de fertilizantes é baixa (Heckmann, 2003; CQFS-RS/SC, 2004). Isto justificaria a afirmação de que, nestas condições, a distribuição de fertilizantes a lanço em superfície ou mesmo incorporado na linha de semeadura não afetaria a produtividade das culturas (Quadro 2).

Quadro 2. Produtividade de grãos de trigo e milho em solo com altos teores de fósforo e potássio como variável de épocas e formas de aplicação de fósforo e potássio

Época de aplicação do P e do K		Produtividade de grãos	
Trigo - Inverno	**Milho - Verão**	**Trigo**	**Milho**
		kg ha^{-1}	
Testemunha sem adubação		1.564 b[2]	9.346 a
100 % trigo-linha[1]	100 % milho-linha	1.816 a	8.520 a
100 % trigo-linha + 100 % milho-lanço		1.879 a	8.502 a
100 % trigo-linha + 100 % milho-linha		1.858 a	8.909 a
100 % trigo-linha + 40 % milho-linha	60 % milho-linha	1.879 a	8.939 a
100 % trigo-lanço + 100 % milho-lanço		1.823 a	9.126 a
100 % trigo-lanço + 40 % milho-lanço	60 % milho-linha	1.681 ab	8.857 a
100 % trigo-lanço	100 % milho-lanço	1.816 a	8.449 a
100 % trigo-lanço	100 % milho-linha	1.752 ab	9.018 a
CV (%)		6,94	5,38

[1] Trigo-linha = adubação recomendada para o trigo aplicada na linha de semeadura. Trigo-lanço = adubação recomendada para o trigo aplicada a lanço na semeadura. Milho-linha = adubação recomendada para o milho aplicada na linha de semeadura. Milho-lanço = adubação recomendada para o milho aplicada a lanço na semeadura. [2] Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não diferem pelo teste Duncan a 5 %.

Fonte: Extraído de Pavinato & Ceretta (2004).

Entretanto, introduzir esta prática, principalmente em solos com teores de P abaixo do crítico, pode ocasionar diminuição na produtividade das culturas, motivo pelo qual a aplicação a lanço deve ser evitada nessa situação, sendo a adubação na linha priorizada. Esta afirmação está caracterizada por resultados experimentais em que foi demonstrado que a vantagem da aplicação da adubação fosfatada na linha, em relação à aplicação a lanço, diminui à medida que há maior disponibilidade de P no solo, relacionada com a quantidade aplicada anteriormente como adubação corretiva (Quadro 3). Isso também foi realçado nas conclusões de Broch & Chueiri (2005), os quais observaram, no cultivo da soja em Latossolo Vermelho distroférrico textura argilosa e sob plantio direto no Mato Grosso do Sul, que, em solos com boa fertilidade e bom teor de P, a aplicação do fertilizante para manutenção poderia ser a lanço em pré-semeadura, incorporado na linha em pré-semeadura ou no sulco de semeadura. Contudo, os mesmos autores ressaltaram que, em solos com média fertilidade e baixo P, deve-se aplicar, pelo menos, 50% do fertilizante de manutenção da soja na linha de semeadura.

Nesse mesmo sentido, resultados obtidos pela Fundação MT no campo experimental de Sapezal-MT, em solo com 0,6 mg dm^{-3} de P (Mehlich-1), mostraram claramente que a correção de P em solos de Cerrado, com aplicação localizada na linha de semeadura, promoveu maior eficiência da adubação fosfatada, pois a produtividade média de grãos de soja, acumulada de três safras, foi maior com aplicações localizadas na linha de semeadura (Quadro 4). Por exemplo, o tratamento com 240 kg ha^{-1} de P_2O_5, na forma de superfosfato triplo como adubação corretiva e a não-aplicação de P na semeadura, produziu na média das três safras 39,3 sacas ha^{-1}. Em contraposição, o tratamento com 79 kg ha^{-1} de P_2O_5 na linha de semeadura sem adição corretiva de P, totalizando 237 kg ha^{-1} de P_2O_5 nas três safras, produziu 45,6 sacas ha^{-1}. Outro ponto importante desse trabalho é o grande efeito residual acumulativo das aplicações de P nos solos oxídicos do Cerrado (Quadro 4).

No Boletim de Pesquisa da Soja 2005 (Fundação Mato Grosso, 2005), constam dados de vários experimentos com aplicação de P a lanço e na linha de semeadura. Segundo os resultados, em solos arenosos e com baixos teores de P, a aplicação na linha de semeadura

Quadro 3. Produtividade de grãos de soja no quarto ano consecutivo, como variável do histórico de adubação fosfatada e dos modos de aplicação de fertilizante fosfatado em solo argiloso de Sapezal, MT

Fósforo corretivo 1999/2000	Fósforo na linha			Fósforo em 2002/03 (kg ha^{-1} de P_2O_5)			Diferença
	99/00	00/01	01/02	0	80 lanço	80 linha	linha - lanço
kg ha^{-1} de P_2O_5				Produtividade de soja (sacas ha^{-1})			
0	83	74	80	27,2	40,5	49,7	9,2
80	83	74	80	33,6	46,3	54,0	7,7
160	83	74	80	37,8	54,5	57,9	3,4
240	83	74	80	42,1	57,5	58,2	0,7

Fonte: Fundação MT (2005).

ainda é a forma preferencial, porém a diferença de produtividade obtida entre a aplicação a lanço com a incorporação ao solo e a aplicação na linha, por quilograma de P aplicado, é menor que a verificada nos solos argilosos (veja capítulo VIII).

Resultados semelhantes a estes (Quadro 4) sobre a partição de uma dose única de P entre a aplicação a lanço ou no sulco de semeadura de soja, em sistema plantio direto, mostram a maior eficiência de toda a dose de P aplicada exclusivamente no sulco de semeadura, em comparação às demais partições ou combinações (Quadro 5). Maiores considerações sobre esse efeito da localização da fonte de P (lanço ou localizada) e sua forte interação com a dose são comentadas no capítulo VIII.

Quadro 4. Produtividade de grãos de soja média de três safras, como variável da fonte de fósforo, da forma de aplicação e da quantidade aplicada em solo argiloso (600 g kg^{-1} de argila), em Sapezal, MT

Fósforo na linha	Fósforo aplicado a lanço antes da semeadura e incorporado - apenas no primeiro plantio (kg ha^{-1} P_2O_5)							
	Super triplo				Fosfato natural reativo			Super simples
	0	80	160	240	80	160	240	240
kg ha^{-1} P_2O_5	Produtividade de soja (sacas ha^{-1})							
0	6,8	18,9	31,2	39,3	20,0	28,9	37,5	40,4
37	27,1	37,1	46,1	51,5	38,1	45,0	49,2	54,4
79	45,6	51,6	57,3	61,9	51,9	55,3	59,6	61,8
115	56,3	58,7	62,4	65,0	59,5	62,3	63,8	65,2
146	60,8	62,5	64,7	65,7	64,1	63,5	66,3	66,3

Fonte: Fundação MT (2005).

Quadro 5. Produtividade de grãos de soja, em três anos agrícolas consecutivos, em resposta ao modo de aplicação do fertilizante no sistema plantio direto em solo com baixo teor de fósforo disponível

Aplicação[1]		Embrapa 48		BRS 133	Média	Variação[3]	
A lanço	Sulco	2001/02	2002/03	2003/04			
%		sacas ha^{-1}					%
0	100	63,6	61,0	56,9	60,5[2]	22,1	57,6
25	75	60,0	61,4	56,1	59,2	20,8	54,2
50	50	57,4	57,3	58,7	57,8	19,4	50,5
75	25	51,3	57,1	56,0	54,8	16,4	42,7
100	0	46,2	55,4	49,8	50,5	12,1	31,5
Sem adubo		40,3	42,9	32,0	38,4	---	---

[1] Adubação com 400 kg ha^{-1} da formulação 4 - 23 - 23 + Ca = 4,5 %; S = 2,5 %; Zn = 0,3 %; B = 0,2 % e Cu = 0,15 %. [2] Produtividade de soja em sacos ha^{-1} como variável da porcentagem da dose de P_2O_5 aplicada a lanço: $y = 61,4 - 0,0976 x$ ($R^2 = 0,932$). [3] Variação em valores absolutos e relativos em relação à testemunha (sem adubo).

Fonte: Fundação MT, apresentado por Dalto (s.d.).

Ao planejar o modo de aplicação também é importante considerar a distribuição espacial das plantas, a densidade e o tipo de sistema radicular, os quais podem subsidiar as decisões. Quando do cultivo de espécies com alta densidade de plantas e distribuição espacial mais eqüidistante, a distribuição a lanço pode representar baixo risco de diminuição na produtividade, quando comparada com a de espécies com menores densidades e fileiras de plantas mais espaçadas[2]. Plantas com sistema radicular fasciculado também se mostram hábeis em explorar grandes volumes de solo, especialmente nas camadas superficiais, mesmo em casos em que a fertilidade do solo não atingiu patamares desejáveis (abaixo do teor crítico de P e de K, por exemplo), o que proporciona a essas espécies vantagem no aproveitamento de adubações a lanço em relação a leguminosas.

As condições de relevo são igualmente importantes na tomada de decisão porque, à medida que a declividade aumenta, maior é a restrição para adubações a lanço. Além de acentuar as perdas por escoamento superficial, existe o componente ambiental, pois a saída de nutrientes solúveis está diretamente ligada à contaminação de mananciais de água. Nestas condições, as restrições serão tão maiores quanto menor for a cobertura do solo com resíduos culturais, porque pouca cobertura do solo pode determinar menores taxas de infiltração e, como conseqüência, maior volume de água escoada, ou seja, maior transporte de sedimentos e nutrientes. Baseado nessas considerações, uma das principais metas de técnicos e produtores deve ser o de proporcionar condições físicas de solo que possam significar bom desenvolvimento do sistema radicular e boa infiltração e armazenamento de água no solo. Isso por que a absorção dos nutrientes pelas plantas depende muito do volume do solo explorado e da água armazenada, para que os fenômenos de fluxo de massa e a difusão possam ocorrer em condições favoráveis, o que significa maior aporte às plantas dos nutrientes do solo ou aplicados via fertilizantes. Uma vez atingida esta meta, as diferenças entre os modos de aplicação dos fertilizantes tenderão a ser menores.

LOCALIZAÇÃO

Os fertilizantes podem ser localizados na superfície do solo ou em profundidade. A localização dos fertilizantes em profundidade é a mais recomendada na maioria dos casos. Em virtude da reação de sorção e precipitação do P no solo, que pode determinar redução na disponibilidade deste nutriente às plantas, de modo particular em solos argilosos, a maneira mais apropriada para localizar os nutrientes em profundidade é a aplicação dos fertilizantes concentrados na linha de semeadura, posicionando os fertilizantes abaixo e ao lado da linha de distribuição das sementes, conforme já abordado.

---

[2] Este seria o caso do espaçamento fechado de trigo *versus* o espaçamento aberto de milho e a tendência para se cultivar o milho em espaçamentos bem mais fechados ultimamente.

Outra possibilidade para localizar os fertilizantes em profundidade é por meio de operações de mobilização do solo após sua distribuição a lanço, na expectativa de que isso possa favorecer melhor distribuição do sistema radicular das plantas e, com isso, aumentar o volume de solo com sistema radicular para absorção de água e nutrientes, contribuindo para uma maior tolerância das plantas a períodos de deficiência hídrica e melhor aproveitamento da fertilidade natural dos solos. Contudo, existem evidências de que a disponibilidade de água durante o ciclo das plantas é mais condicionante da distribuição do sistema radicular e, por conseqüência, do aproveitamento dos nutrientes disponíveis, do que a localização dos fertilizantes em linha e em diferentes profundidades.

A distribuição dos corretivos e fertilizantes a lanço com posterior incorporação é uma prática utilizada em algumas situações de áreas novas para agricultura, onde a fertilidade natural do solo é baixa, especialmente em condições do Cerrado brasileiro. Nestas condições, além do calcário e do gesso agrícola, os fertilizantes fosfatados solúveis, fosfatos naturais reativos e cloreto de K são exemplos de insumos aplicados para corrigir os níveis de fertilidade do solo. Outro referencial para incorporação de fertilizantes foi levantado por Sousa et al. (2002), os quais afirmam que, para culturas anuais, a aplicação de fertilizantes fosfatados a lanço e incorporados ao solo promove um sistema radicular mais volumoso, mas que essa forma de aplicação deve ser utilizada para doses bem superiores a 100 kg ha^{-1} de P_2O_5, em solos com baixa disponibilidade de P, devendo ser a aplicação feita, em menores doses, no sulco de semeadura.

A incorporação ou não do fertilizante pode ser particularmente importante no caso do uso da uréia como fertilizante nitrogenado, em razão das potenciais perdas de N por volatilização, quando da aplicação em superfície e em condições de solo e climáticas favoráveis às perdas. A distribuição da uréia em superfície tem sido uma das principais justificativas da menor eficiência deste insumo, quando comparada com outras fontes; perdas da uréia podem, excepcionalmente, ser muito altas (estimadas em 40 %), quando aplicada a lanço e mantida em superfície (Quadro 1).

A incorporação mecânica da uréia, se, por um lado, pode significar maior eficiência, por outro, gera um custo adicional que nem sempre justifica a operação de incorporação, isso sem considerar o maior tempo necessário para a aplicação da uréia incorporada, em relação à sua distribuição em superfície. Isso foi demonstrado no Centro-Oeste brasileiro, em trabalho desenvolvido em Costa Rica (MS) onde, na média de cinco safras de milho, a diferença de apenas 135 kg ha^{-1} na produtividade de grãos, com a incorporação da uréia, não justificaria o custo adicional de sua incorporação ao solo (Quadro 6).

Em sistemas sem revolvimento de solo (sistema plantio direto), onde a incorporação mecânica da uréia não seria prática viável, o manejo da aplicação do fertilizante também será determinante da sua eficiência. Nesse sistema, as perdas de N são potencializadas se a uréia for aplicada em superfície, porque a urease, enzima que participa da primeira reação de hidrólise da uréia, gerando amônia (forma volátil), ocorre na interface solo-atmosfera e nos resíduos superficiais, onde podem ser depositados grânulos da uréia. Uma estratégia interessante para incorporar a uréia ao solo seria utilizar a água como veículo para tal, ou seja, aplicar em solo úmido ou então pouco antes de uma chuva de baixa a média intensidade, minimizando as perdas de N e aumentando sua entrada no perfil do solo.

Quadro 6. Efeito de fontes, doses e localização do nitrogênio na produtividade do milho (dados médios de cinco safras[1]), em solo Latossolo Vermelho sob plantio direto, em Costa Rica, MS

Fonte de N	N em superfície (kg ha^{-1} de N)				N incorporado (kg ha^{-1} de N)				Média fonte
	60	90	120	Média	60	90	120	Média	
	Produtividade de grãos de milho (t ha^{-1})								
Uréia	8,7	9,1	9,1	9,0	8,7	9,2	9,4	9,1	9,0
Sulfato amônio	8,6	9,0	9,5	9,0	8,8	9,4	9,3	9,2	9,1
Nitrato amônio	8,9	9,1	9,2	9,1	9,1	9,3	9,2	9,2	9,1
Média (dose)	8,7 C	9,1 B	9,3 A	-	8,9 C	9,3 B	9,3 A	-	-
Média aplicação	-	-	-	9,0 B	-	-	-	9,2 A	-

[1] Análise conjunta dos dados obtidos em 97/98, 98/99, 99/00, 00/01 e 01/02.

Médias seguidas pela mesma letra minúscula, nas colunas, e maiúscula, nas linhas, não diferem entre si pelo teste Duncan a 5 %. CV = 2,77 %.

Fonte: Dados não publicados, obtidos pela SLC Agrícola Ltda.

Além de o solo estar úmido, outros fatores muito importantes a serem considerados no momento da adubação nitrogenada com uréia aplicada na superfície são as condições de temperatura, luminosidade, umidade relativa do ar e ocorrência de ventos no período de 4 a 6 h após a aplicação, quando acontece a maior intensidade de hidrólise da uréia e a transformação química de NH_2 para NH_3 (volátil) e NH_4^+ (estável novamente). Portanto, tão importante quanto observar a condição de umidade do solo no momento da aplicação é observar a condição climática pré e pós-aplicação, sendo preferível aplicar a partir da metade da tarde com a superfície do solo seca, ocorrendo a dissolução e reação somente durante o período da noite, quando a umidade retorna à superfície do solo, em relação à aplicação pela manhã, ocorrendo a reação durante o período quente do dia.

Também é importante considerar que a solubilidade de alguns insumos pode ser diminuída se a aplicação for conjunta ou em épocas muito próximas. Este é o caso do uso de calcário e micronutrientes, de modo geral.

No caso de Ca e Mg, cuja principal fonte é o calcário dolomítico, sua aplicação, na maioria dos casos, é condicionada ao manejo da correção do solo. De modo geral, a aplicação de calcário como corretivo da acidez preconiza a aplicação deste insumo a lanço três a seis meses antes da semeadura da cultura, com incorporação na camada arável do solo para facilitar sua dissolução, o que determina a distribuição de Ca e Mg no perfil do solo. Entretanto, aplicações de calcário em sistemas de cultivo conservacionistas podem determinar aplicações a lanço e em superfície, proporcionando gradiente de concentração de Ca e Mg a partir da superfície do solo.

O uso de formulações NPK com produtos com Ca e Mg ou calcários com elevado PRNT pode ocasionar incorporação por aplicações na linha de semeadura, o que pode ser importante em solos com baixos teores desses elementos, em áreas novas onde ainda não foi aplicado calcário dolomítico ou em áreas onde foram aplicadas quantidades

inferiores às recomendadas. No caso de aplicações na linha de semeadura, deve-se dar preferência para calcários de alto valor de PRNT (tipo "Filler"), o qual requer outra caixa de distribuição na semeadora. Cabe salientar que nem todas as empresas formuladoras de fertilizantes registram a composição total de elementos além do NPK, tendo em vista a necessidade de garantia de teores mínimos e as oscilações de preços dos insumos no mercado internacional, o que dificulta a estimativa de entrada de outros nutrientes, como o Ca nesta fonte.

Aplicações em superfície, no caso do Ca, também são realizadas quando da utilização do gesso agrícola, geralmente associadas com o fornecimento de S. O S também pode ser encontrado em fórmulas NPK, sendo aplicado por ocasião da semeadura, dependendo da estratégia adotada para aplicação destes nutrientes e da quantidade. No caso de fontes nitrogenadas que contêm S, como o sulfato de amônio, seu emprego determina aplicações de S em cobertura.

ÉPOCAS DE APLICAÇÃO E PARCELAMENTO

Manejar a adubação quanto à época de aplicação e parcelamento das doses significa compatibilizar a dinâmica dos nutrientes no solo com a fisiologia das plantas, levando em consideração também os aspectos operacionais de cultivo e o comportamento humano, o que sempre dificulta a racionalidade plena nas tomadas de decisões. De maneira geral, os nutrientes podem ser aplicados antes do início do cultivo (pré-semeadura), por ocasião da semeadura (adubação de base) ou durante o ciclo da cultura (adubação de cobertura).

A época de aplicação está mais relacionada com a maior possibilidade de transferência dos elementos da região de absorção das raízes para outros ambientes, representando transferências ou perdas, ou então com a diminuição de disponibilidade provocada por mecanismos de sorção a formas indisponíveis às plantas. De maneira geral, nutrientes pouco móveis no solo são aplicados preferencialmente na semeadura e eventualmente em pré-semeadura, enquanto aqueles de maior mobilidade são aplicados parceladamente (parte na semeadura e o restante em cobertura).

Dentre os nutrientes, o N é o principal elemento cuja época de aplicação merece especial atenção, por ser, para grande maioria das culturas, o nutriente acumulado em maior quantidade e manter uma dinâmica no solo que difere particularmente da dos demais, especialmente em relação à sua grande mobilidade por predominar na forma mineral como NO_3^- em solos de sequeiro e sua intensa lixiviação. Isso faz com que a regra geral seja a do parcelamento da aplicação do N: normalmente, uma parte da dose recomendada é aplicada na linha por ocasião da semeadura, pelo uso de fórmulas NPK, e o restante da dose é aplicada a lanço em superfície após a emergência das plantas em uma, duas ou mais aplicações de cobertura, conforme estádios de desenvolvimento da planta. Esta estratégia de parcelamento da aplicação permite diminuir as perdas por lixiviação após a semeadura e maior coincidência com as fases de maior necessidade das culturas. O principal fertilizante nitrogenado utilizado para aplicações em cobertura é a uréia, que pode sofrer uma incorporação parcial para diminuir as perdas de N por volatilização de amônia, conforme já abordado.

Do ponto de vista prático, não é possível compatibilizar a característica de alta mobilidade do NO_3^- no solo com interesses operacionais que possam motivar a aplicação de N antes da semeadura e maiores doses na semeadura, evitando-se os inconvenientes da aplicação em cobertura nas culturas. As características climáticas no Brasil favorecem a movimentação do N no solo, dado o clima tropical predominante, que, se, por um lado, favorece a atividade microbiana e, por conseqüência, aumento do N mineralizado no solo, por outro lado, as precipitações pluviais, que se caracterizam pela alta intensidade, favorecem as perdas de N por lixiviação e escoamento superficial.

A aplicação de N em pré-semeadura pode constituir atitude de risco, em decorrência das prováveis perdas de N por lixiviação, principalmente quando ocorre o fenômeno "El Niño", caracterizado por excesso de precipitações pluviais em relação a períodos considerados normais (Figuras 3 e 4). A possibilidade de perdas importantes de N por lixiviação com suas aplicações em pré-semeadura pode significar menor suprimento de N nos estádios iniciais de desenvolvimento de culturas como o milho, por exemplo, e isso pode significar menor produtividade. Fancelli & Dourado Neto (1996) ressaltam que a definição da produção potencial do milho ocorre com as plantas com quatro folhas, estádio que pode acontecer com duas semanas da emergência. Deficiências de N em períodos críticos das culturas significarão menor eficiência de adubações de cobertura e, na quase totalidade dos casos, não se recuperam os prejuízos causados. Por isso, Ceretta et al. (2002), após avaliarem formas de adubação nitrogenada para o milho, reforçam que a aplicação de N dividida em parte na semeadura e o restante em cobertura é preferencial, sendo essa uma informação que pode ser considerada para as gramíneas em geral.

A adubação com P e K é feita por ocasião da semeadura, na maioria dos casos, utilizando-se de fórmulas NPK com ou sem outros nutrientes, formuladas a partir de fontes solúveis. Embora o P e o K devam ser preferencialmente aplicados na semeadura, não significa, necessariamente, na mesma operação, pois existem circunstâncias em que a aplicação do fertilizante pode ser feita alguns dias antes da semeadura, como é o caso de solos pobres do Cerrado, quando do uso de altas doses de fertilizantes fosfatados na semeadura, conforme já abordado[3].

Além da questão operacional da semeadura, a aplicação de K na linha junto às sementes, apesar de favorecer sua maior disponibilidade às plantas, pode acarretar risco de efeito salino (veja capítulo XII), o qual, em muitos casos, tem sido responsável pela diminuição da população de plantas; bem como, em solos com baixa capacidade de troca de cátions (CTC), pode haver maiores perdas por lixiviação. Por essa razão, especialmente em culturas muito exigentes em K, como milho e algodão, ou em solos arenosos (< 15 % de argila), pode ser conveniente aplicar o K em cobertura. Caso contrário, podem-se aplicar 100 % em pré-semeadura, a lanço ("potassagem"), e a eficiência poderá ser similar à aplicação na linha de semeadura (Quadro 7).

---

[3] Todavia, para os solos com maior poder tampão de P, essa aplicação antecipada deste nutriente, em relação à semeadura, pode implicar significativas perdas de P na forma fixada pelo solo (P não-lábil). O tempo de contato da fonte de P com o solo atua sobre a disponibilidade deste nutriente para as plantas (veja o capítulo VIII).

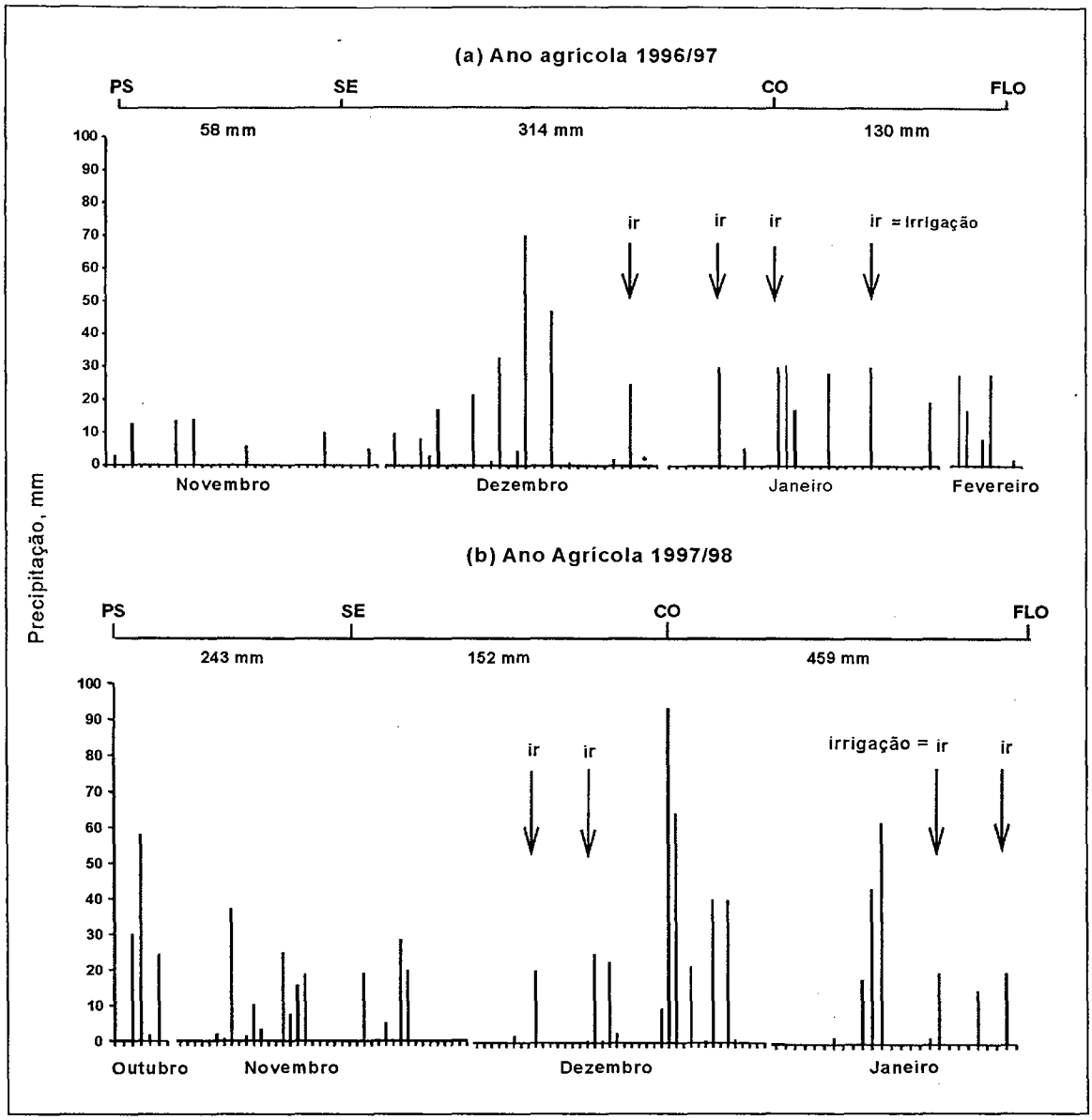


Figura 3. Distribuição das chuvas no período da aplicação do nitrogênio em pré-semeadura até o florescimento do milho nos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98.

Fonte: Basso & Ceretta (2000).

No caso dos Cerrados, o K pode ser aplicado antes ou depois da semeadura. A aplicação de K antes da semeadura, embora seja uma possibilidade com respaldo em informações consistentes de campo, deve ser analisada criteriosamente em solos com baixa CTC e, especialmente, com uso concomitante de calcário e, ou, gesso. Isso por serem os elementos como Ca e Mg mais competitivos por sítios de adsorção do solo e o uso de calcário dolomítico pode representar a adição de quantidades expressivas de Ca e Mg no solo e de Ca no caso do gesso agrícola em alguns tipos de solos. Essa situação pode favorecer a movimentação do K para camadas mais profundas no solo, podendo até mesmo causar deficiência às plantas.

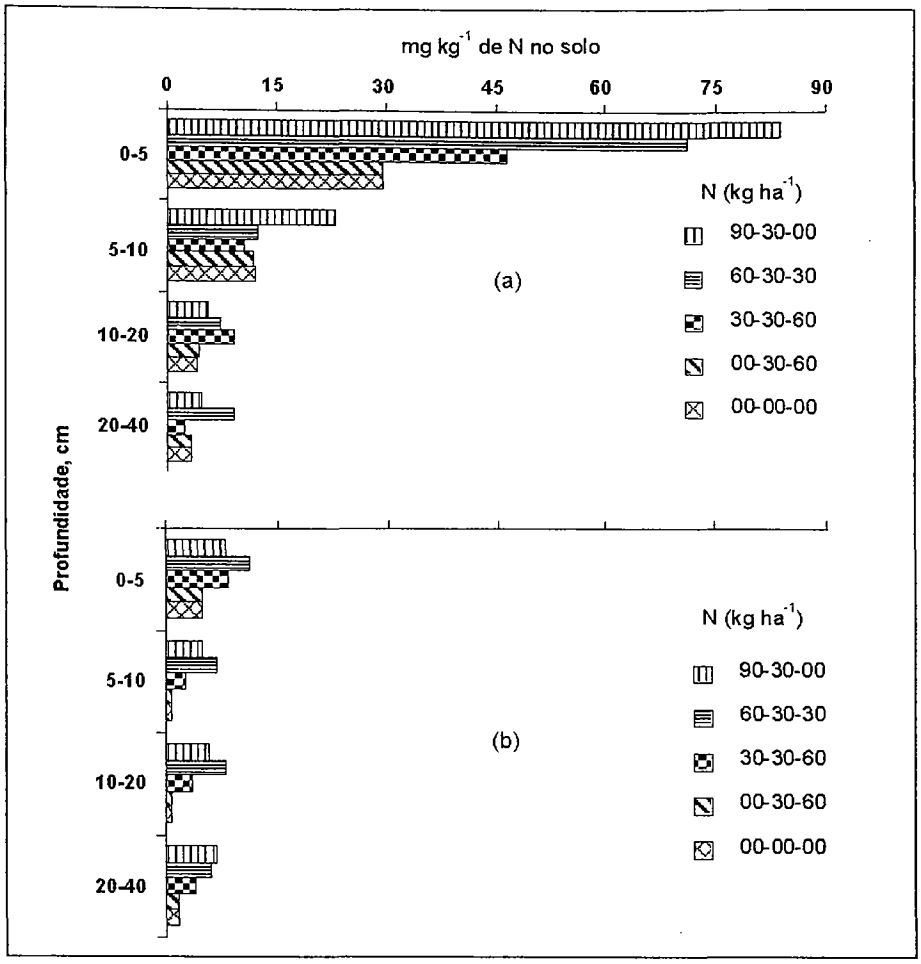


Figura 4. Teores de nitrogênio mineral do solo, avaliados imediatamente antes da semeadura do milho em sucessão à aveia preta, em dois anos agrícolas, 1996/97 (a) e 1997/98 (b), quando ocorreu o fenômeno "El Niño".

Fonte: Basso & Ceretta (2000).

Quadro 7. Efeito de doses e localização do potássio na produtividade de grãos de soja, em duas safras, em solo LVA[1] textura média, Balsas, MA

Dose de K_2O	Modo de aplicação	Safra				
		92/93	93/94	94/95	95/96	Média
kg ha^{-1}		Produtividade de grãos de soja (t ha^{-1})				
0		3,36 a	2,96 abc	3,10 b	2,46 b	2,97 b
80	Sulco anual	3,35 a	2,85 bc	3,41 ab	3,37 a	3,24 ab
100	Sulco anual	3,31 a	3,22 a	3,62 a	3,54 a	3,42 a
80	Lanço pré- semeadura	3,13 ab	3,10 ab	3,58 a	3,46 a	3,32 ab
80	Cobertura[2]	3,16 ab	2,72 c	3,65 a	3,31 a	3,21 ab
100 + 80	Corretivo+sulco anual[3]	3,29 a	2,95 abc	3,60 a	3,36 a	3,30 ab

[1] O solo apresentava teor inicial de K na camada de 0-20 cm de 0,03 $cmol_c$ dm^{-3}, CTC de 5,94 $cmol_c$ dm^{-3} e 31,4 g kg^{-1} de argila. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Duncan a 5 %. CV = 5,61 %. [2] Cobertura 30 dias após a emergência. [3] Corretivo aplicado em 92/93 e adubação anual no sulco de semeadura.

Fonte: Dados não publicados, obtidos pela SLC Agrícola Ltda.

Uma abordagem dessa situação foi feita por Mascarenhas et al. (1988), os quais discutiram o problema surgido em lavouras de soja com deficiência de K no Estado de São Paulo e citam que um dos fatores que estava contribuindo para isso era o uso de calcário, o qual estava causando um desequilíbrio entre os teores de Ca, Mg e K nos solos. Contudo, deve-se ressaltar que esta situação é menos preocupante atualmente, sendo restrita a solos mais arenosos e com baixo teor de K, porque a maioria das lavouras é conduzida sob plantio direto e utilizam fórmulas mais adequadas com K. Além disso, as doses de calcário utilizadas diminuíram com o tempo, dado o efeito residual de aplicações anteriores e da meta a ser atingida pelos critérios de saturação por bases e pH no plantio direto inferiores às do sistema com cultivo convencional, ou seja, com revolvimento do solo. Em determinadas condições, pode ocorrer efeito contrário, baseado no fato de que a calagem aumenta a CTC do solo e isso favorece a retenção do K, diminuindo as perdas por lixiviação.

A lixiviação de K também está demonstrada nos dados apresentados por Vilela et al. (2002), os quais mostram que, em Latossolo Vermelho-Amarelo argiloso da região do Cerrado, a aplicação de maiores doses de K no sulco de semeadura favoreceu sua lixiviação, em relação à aplicação a lanço, e isso diminui o efeito residual das adubações com este nutriente. Esses autores ressaltam que a aplicação de K no sulco de semeadura promove o incremento na sua concentração em menor área de solo, o que favorece as perdas por lixiviação.

Outro fator importante no manejo do K deve ser o de evitar suas perdas por escoamento superficial. Isso é particularmente importante no plantio direto, porque quanto mais argiloso o solo maior será a concentração dos nutrientes nos primeiros centímetros do solo, fruto das freqüentes aplicações de K e do não-revolvimento do solo por operações de preparo. Outro aspecto particular do K é que, no final do ciclo das culturas, a maior parte deste elemento absorvido retorna ao solo, proporcionando aumento nos teores nas camadas superficiais. Entretanto, parte deste K concentrado na superfície do solo pode migrar para camadas inferiores, como observado no Sul do Maranhão, em Tasso Fragoso, em solo de Cerrado com 30 g kg^{-1} de argila e 0,07 $cmol_c$ dm^{-3} de K, após 202 mm de chuva, parte do K aplicado em superfície, atingiu a camada de 10–20 cm (Quadro 8). O mesmo aconteceu em Sapezal (MT), onde o teor de K na camada de 0–20 cm era de 0,12 $cmol_c$ dm^{-3} e, após 450 mm de chuva, houve aumento do K na camada de 3–10 cm no plantio direto e até à camada de 10–20 cm no preparo convencional (Quadro 9). Esse fenômeno depende das características químicas (CTC) e físicas (textura e porosidade) do solo, mas passa a ser importante para explicar ausência de resposta ao tipo de manejo empregado na adubação potássica em algumas situações.

Em algumas situações, o K também é aplicado em cobertura em mistura com uréia. Embora do ponto de vista fisiológico de plantas, no caso de gramíneas, a idéia de aplicar conjuntamente N e K em cobertura possa ser interessante, não existem evidências experimentais que suportem retorno econômico resultante da aplicação de K em cobertura, na maioria dos casos, salvo quando da não-utilização de K na semeadura ou pré-semeadura, conforme já discutido. Entretanto, no cultivo de arroz irrigado por alagamento em solos arenosos, especialmente em sistemas, em que se estabelece a lâmina de água desde o preparo do solo, como no sistema pré-germinado, o parcelamento com aplicação em cobertura de K é indicada (SOSBAI, 2005), tendo em vista a baixa CTC dos solos e a

Quadro 8. Teores de potássio no solo, ao longo do ciclo da soja sob plantio direto, após aplicação de 140 kg ha^{-1} de KCl a lanço em pré-semeadura, em resposta à precipitação pluvial em Tasso Fragoso, MA

Profundidade	Precipitação		
	202 mm em 09/11/95	1.005 mm em 09/02/96	1.400 mm em 10/04/96
cm	Teor de K (cmol$_c$ dm^{-3})		
0-1	0,22	0,12	0,35
1-3	0,21	0,08	0,19
3-10	0,17	0,05	0,05
10-20	0,09	0,05	0,03
Média ponderada 20-40	-	0,04	0,03
Média 0-20	0,13	0,09	0,07

Fonte: Dados não publicados, obtidos pela SLC Agrícola Ltda.

Quadro 9. Teores de potássio no solo, ao longo do ciclo da soja sob plantio direto, após aplicação de 110 kg ha^{-1} de KCl a lanço em pré-semeadura, em resposta à precipitação pluvial em Sapezal, MT

Profundidade	Plantio direto		Plantio convencional	
	450 mm em 05/12/95	1.628 mm em 20/03/96	450 mm em 05/12/95	1.628 mm em 20/03/96
cm	Teor de K (cmol$_c$ dm^{-3})			
0-1	0,17	0,29	0,10	0,22
1-3	0,17	0,15	0,12	0,16
3-10	0,17	0,08	0,17	0,09
10-20	0,08	0,07	0,17	0,07
20-40	0,05	0,05	0,06	0,05
Média ponderada 0-20	0,13	0,09	0,16	0,09

Fonte: Dados não publicados, obtidos pela SLC Agrícola Ltda.

maior exigência desse nutriente neste sistema de cultivo para aumentar a resistência das plantas ao acamamento. Também no sistema pré-germinado, aplicações de P e K na semeadura podem favorecer o crescimento de algas e dificultar o estabelecimento das plântulas, para os quais a aplicação de fertilizantes fosfatados e potássicos em cobertura alguns dias após a semeadura pode ser uma estratégia indicada, embora a eficiência agronômica desta prática ainda não esteja consolidada.

No cultivo de milho sob irrigação por aspersão, a aplicação de parte do K em cobertura a em vez de aplicá-lo todo na semeadura também pode ser uma estratégia viável, especialmente em solos com altos teores de K. Isso ocorre por que, em muitos

casos, é desejável elevar a dose de N até próximo de 40 kg ha^{-1} na semeadura, o que leva à utilização de fosfato diamônio (DAP) em detrimento de fontes potássicas. Contudo, nestes casos, ainda seria conveniente a mistura de uma fonte potássica ao DAP, porque a possibilidade de algum ganho em escala pode ser possível pelo fato de aumentar e posicionar o K mais próximo das plantas no início de seu crescimento, quando o sistema radicular ainda explora pequeno volume de solo, o que deverá ocorrer em maior probabilidade para solos com baixos teores de K.

Outra possibilidade técnica de época de aplicação de P e K é em pré-semeadura, a lanço ou em linha, como adubação corretiva em condições de solo de muito baixa fertilidade, especialmente na região do Cerrado, apesar de todos os problemas existentes quanto à fixação de P nesses solos em formas não-lábeis. Neste caso, aplicação de fontes solúveis de P como corretivo dos níveis de fertilidade do solo na linha de pré-semeadura tem proporcionado melhor desempenho das culturas subseqüentes em relação à aplicação a lanço e em superfície, possivelmente em razão dos efeitos benéficos da aplicação em profundidade e concentrada, de modo a favorecer a planta e não a fixação do P pelo solo.

Observa-se que a necessidade de aplicar altas doses de P para corrigir áreas novas de cerrado, ou em início de exploração, também tem motivado a aplicação de superfosfato simples antes da semeadura e incorporado ao solo para depois na semeadura complementar a adubação fosfatada[4]. Esta prática também tem o propósito de adicionar S aos solos de cerrado, embora a utilização do gesso possa representar uma forma mais econômica da adição deste nutriente ao solo. Além de proporcionar melhor relação entre a cinética de liberação e a taxa de absorção pelas plantas, o gesso agrícola apresenta muito menor solubilidade e o S, que é absorvido na forma de SO_4^{2-}, é bastante móvel no solo, o que pode ser um problema em solos submetidos a constantes chuvas e em condições de baixa capacidade de troca de ânions (CTA). Contudo, algumas experiências em solos de cerrado mostram que, quando se aplica gesso agrícola, ocorre rápida migração de sulfato para o subsolo e isso compromete o necessário suprimento às culturas como algodão e milho, motivando a aplicação de produtos com S em cobertura (veja capítulo X).

A época de aplicação de nutrientes também está sendo influenciada pela adoção do plantio direto, tornando-se mais comum a aplicação na cultura no inverno de parte ou de todo o fertilizante fosfatado e potássico que seria utilizado em culturas comerciais no verão. Este procedimento tem sido utilizado para adubação de sistemas de cultivos (ao invés da adubação por cultura) e está-se expandindo entre produtores como forma de dar maior agilidade nas práticas de lavoura e melhorar a utilização de mão-de-obra e máquinas em períodos mais ociosos, em detrimento dos períodos de estrangulamento, resultando em maior agilidade na implantação das culturas no verão. Com isso, culturas importantes no verão, como milho e soja, poderiam ser semeadas sem o uso de fertilizantes fosfatados e potássicos, podendo também reduzir custos na aquisição dos fertilizantes, bem como no seu transporte.

---

[4] Resultados apresentados no quadro 5 indicam sobre os riscos econômicos deste procedimento (veja capítulo VIII).

Evidentemente, no caso de gramíneas, a vantagem estaria relacionada com as opções de fontes de fertilizantes disponíveis para aquisição e aplicação de menores quantidades, considerando a necessidade da aplicação de N na semeadura para estas espécies. Contudo, devem-se considerar também as características das culturas, pois existem espécies mais exigentes em P, cuja maior disponibilidade inicial pode ser essencial para garantir o bom estabelecimento da cultura (Pöttker, 1999). Evidências experimentais (Quadro 2) reforçam a tese de que quando forem utilizadas adubações em sistemas de cultivos, os teores de P e K devem estar acima do teor crítico, ou seja, quando é menor a dependência das plantas aos nutrientes aplicados porque o solo já apresenta uma adequada disponibilidade destes nutrientes às plantas.

ADUBAÇÃO VIA TRATAMENTO DE SEMENTES E FOLIAR

De maneira geral, para a maioria das culturas comerciais produtoras de grãos e fibras, a aplicação dos fertilizantes recomendados é efetuada no momento da semeadura da cultura, em linhas próprias, paralelas às linhas das sementes e em consonância com as indicações de doses recomendadas e a eficiência dos fertilizantes empregados. Alguns nutrientes, especialmente aqueles fornecidos em pequenas quantidades, como os micronutrientes, também podem ser aplicados via semente, por meio de misturas com produtos sólidos ou líquidos. Há ainda a possibilidade de aplicações em pulverizações foliares durante o ciclo vegetativo da cultura, prática especialmente empregada para culturas de ciclo perene, como as frutíferas, ou as de ciclo rápido, como as olerícolas.

A aplicação dos macronutrientes N, P e K por outras formas, como tratamento de sementes ou pulverizações foliares, dificilmente tem apresentado viabilidade econômica, tendo em vista as grandes quantidades requeridas pelas culturas e as possibilidades de influência negativa sobre sementes e folhas causadas pela desidratação dos tecidos (plasmólise) em virtude das altas concentrações, comumente denominada de "queima". Entretanto, em alguns casos, aplicações em cobertura para corrigir eventuais deficiências resultantes de inadequada recomendação na semeadura podem ser indicadas. Dessa forma, aplicações via sementes e pulverização foliar têm-se restringido basicamente à adubação com micronutrientes.

O fornecimento de micronutrientes pode ocorrer por diversas formas. Usualmente, em culturas comerciais de grãos e fibras, utiliza-se a aplicação de fórmulas NPK misturadas com sais desses elementos ou produtos específicos para tratamento em mistura com sementes. Em alguns casos, especialmente para corrigir sintomas de deficiências visuais durante o ciclo das culturas ou culturas perenes e de ciclo curto, são indicadas pulverizações foliares. A eficiência das diferentes estratégias está associada, em um primeiro momento, com a probabilidade de resposta da cultura à adição desses elementos e, em segunda instância, com a possibilidade de associar a aplicação do fertilizante com a execução de outras práticas, como o tratamento de sementes com inoculantes ou fungicidas e pulverizações foliares para aplicação de agrotóxicos, tais como herbicidas, fungicidas e inseticidas. A época de aplicação de micronutrientes

também depende das características dos produtos e a coincidência com outras práticas de manejo da lavoura, isso tudo para diminuir os custos de aplicação dos micronutrientes.

Estudos sobre efeitos do modo de aplicação de fertilizantes que contêm micronutrientes ainda são muito incipientes no Brasil, especialmente considerando que o emprego destes nutrientes ainda é bastante questionado, tendo em vista a ausência ou falta de consistência na resposta das culturas em diversos experimentos (veja capítulo XI). Entretanto, das culturas de grãos, uma das que apresentam maior probabilidade de resposta à aplicação de micronutrientes via tratamento de sementes ou pulverizações foliares é a soja, dada a importância do Mo e Co nos processos de fixação biológica do N_2, inclusive com indicação de doses por aplicar, dependendo do modo de aplicação CQFS-RS/SC (2004).

Exemplo da dificuldade em avaliar a eficiência da aplicação de micronutrientes foi a utilização via foliar, especialmente de Mo e Co em soja no RS, durante dois anos em Latossolo Vermelho distroférrico típico e sob plantio direto há oito anos, cujos resultados na produtividade de grãos de soja foram contraditórios (Ceretta et al., 2005) (Quadro 10). Contudo, esses autores também concluíram que, na maioria dos casos, o retorno econômico da aplicação de micronutrientes foi positivo, mas evidenciou a dependência de altas produtividades e preços favoráveis da soja no momento da comercialização.

Quadro 10. Viabilidade econômica da aplicação de micronutrientes e outros produtos comerciais na produtividade de grãos da soja, quando comparada com a testemunha, nos anos agrícolas 2001/02 e 2002/03[1], com produtividades médias de grãos de 3.324 e 3.431 kg ha^{-1}, respectivamente

Tratamento	Custo de aplicação dos micronutrientes[2]	Acréscimo no retorno econômico	Retorno líquido
	US$ ha^{-1}		
		Ano agrícola 2001/02	
Co Mo	0,90	-7,53	-8,43
Co Mo+Mo	1,53	14,08	12,55
Co Mo+Mo+Mo	3,67	52,86	49,19
Co Mo+Mo+P30	4,91	14,73	9,82
Co Mo+B	4,20	0,00	-4,20
B	3,30	29,46	26,16
Mo	0,63	-2,13	-2,76
Mo+Mo	2,77	-10,97	-13,74
		Ano agrícola 2002/03	
Co Mo+2x Mo	3,80	62,76	58,96
Co Mo+2x Mo+B	5,20	48,13	42,93
Co Mo+2x Mo+Phit.PK	11,34	98,56	87,22
Co Mo+2x Mo+Fortifol CaB	3,30	30,99	27,69
Co Mo+2x Mo+LBE-PT1	7,99	55,83	47,84
Co Mo+2x Mo+P30	4,81	55,25	50,44
Co Mo+2x Mo+Stimulate	10,31	30,22	19,91

[1] Foi considerado o preço médio da saca de soja a US$ 9,82 em junho de 2002 e US$ 11,55 em junho de 2003.
[2] Considerando o preço dos produtos comerciais Co Mo Plus 250 = 9,96 e 8,10 US$ L^{-1}; Molibdato de Na = 5,28 e 8,38 US$ kg^{-1}; P30 = 0,94 e 0,50 US$ L^{-1}; Solubor = 1,80 e 1,40 US$ kg^{-1}, para os anos de 2001/02 e 2002/03, respectivamente; Phitosol PK = 3,77 US$ L^{-1}; Fortifol CaB = 1,12 US$ L^{-1}; LBE-PT1 = 41,90 US$ L^{-1}; e Stimulate = 21,79 US$ L^{-1}. Incluído o custo de aplicação de 1,50 e 1,06 US$ ha^{-1} para cada aplicação aos 60 ou 90 DAE em 2001/02 e 2002/03, respectivamente. Valores obtidos considerando a conversão do dólar sendo equivalente a R$ 2,54 e 3,58 para o mês de novembro dos anos de 2001 e 2002, respectivamente.
Fonte: Extraído de Ceretta et al. (2005).

No Mato Grosso do Sul, em um Latossolo Vermelho distroférrico sob plantio direto, constatou-se também aumento da produtividade de soja com aplicação de Mo e Co, na maioria dos casos, via tratamento de sementes, e esse aumento foi associado ao incremento no teor de N nas folhas da planta, evidenciando os efeitos desses elementos sobre a fixação biológica do N_2 (Broch & Ranno, 2005). A flexibilidade na época de aplicação de Mo e Co em soja é respaldada pela mesma eficiência que pode apresentar sua aplicação nas sementes ou via foliar (estádio fenológico V4-V5), conforme observaram Broch & Ranno (2005), determinando que aspectos econômicos e operacionais podem ser mais relevantes na escolha por uma ou outra forma de aplicação. Contudo, é relevante considerar que esses mesmos autores ressaltaram que a utilização de Mo e Co na soja proporcionou incrementos na produtividade de grãos com tendência de menores respostas quando as sementes utilizadas na semeadura continham maiores teores de Mo; assim sendo, a probabilidade de resposta aos micronutrientes parece ser mais determinante do que o modo de aplicação utilizado.

LITERATURA CITADA

ANGHINONI, I. & BAYER, C. Manejo da fertilidade do solo. In: BISSANI, C.A.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J. & CAMARGO, F.A.O., eds. Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas. Porto Alegre, Gênesis, 2004. p.252-264.

BASSO, C.J. & CERETTA, C.A. Manejo do nitrogênio no milho em sucessão a plantas de cobertura de solo, sob plantio direto. R. Bras. Ci. Solo, 24:905-915, 2000.

BROCH, D.L. & CHUEIRI, W.A. Estratégias de adubação na cultura da soja em sistema plantio direto. In: FUNDAÇÃO MS. Tecnologia e produção: Soja/milho 2005/2006. Maracaju, 2005. p.92-107.

BROCH, D.L. & RANNO, S.K. Efeito da aplicação de molibdênio e cobalto na produtividade da soja na safra 2004/2005. In: FUNDAÇÃO MS. Tecnologia e produção: Soja/milho 2005/2006. Maracaju, 2005. p.109-119.

CERETTA, C.A. & SILVEIRA, M.J. Nitrogênio para o milho: Épocas e formas de aplicação e fontes. In: ENCONTRO PIONEER DE DIFUSORES DE TECNOLOGIA, Passo Fundo, 2002. Resumos. Passo Fundo, Pioneer Sementes, 2002. 14p. CD-ROM

CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; DIEKOW, J.; AITA, C.; PAVINATO, P.S.; VIEIRA, F.C.B. & VENDRUSCULO, E.R.O. Nitrogen fertilizer split-application for corn in no-till succession to black oats. Sci. Agric., 59:549-554, 2002.

CERETTA, C.A.; PAVINATO, A.; PAVINATO, P.S.; MOREIRA, I.C.L.; GIROTTO, E. & TRENTIN E.E. Micronutrientes na soja: Produtividade e análise econômica. Ci. Rural, 35:576-581, 2005.

COMISSÃO DE QUIMICA E FERTILIDADE DO SOLO - CQFS-RS/SC. Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 10.ed. Porto Alegre, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul, 2004. 400p.

FANCELLI, A.L. & DOURADO NETO, D. Cultura do milho: Aspectos fisiológicos e manejo da água. Inf. Agron., 73:1-4, 1996.

XV – FERTILIDADE DO SOLO E SEU MANEJO EM SISTEMA PLANTIO DIRETO

Ibanor Anghinoni[1/]

[1/] Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. Av. Bento Gonçalves 7712, CEP 90.540-000 Porto Alegre (RS). Bolsista do CNPq.
ibanghi@ufrgs.br

Conteúdo

INTRODUÇÃO 874

CARACTERÍSTICAS E EVOLUÇÃO DO SISTEMA PLANTIO DIRETO 875
Aspectos Históricos e Conceituais 875
Evolução do Plantio Direto no Brasil 876
Características do Sistema com Ênfase naquelas Relacionadas com a Fertilidade do Solo 878

AMOSTRAGEM DO SOLO 880
Variabilidade Horizontal e Amostragem Representativa do Solo 881
Variabilidade Vertical e Estado de Fertilidade do Solo 882
Eficácia dos Amostradores de Solo 882
Camada do Solo a Ser Amostrada 883
Procedimentos de Coleta de Amostras de Solo 884
Em Lavouras Adubadas a Lanço 884
Em Lavouras Adubadas em Linha 884

ACIDEZ E CALAGEM 886
Dinâmica da Acidez no Sistema 886
Aplicação Superficial de Calcário 888
Respostas das Culturas 889
Efeito em Profundidade 890
Estratégias de Calagem 891
Uso do Gesso em Plantio Direto 893

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

MATÉRIA ORGÂNICA E ADUBAÇÃO NITROGENADA 894
Manejo do Solo e de Culturas e Acúmulo de Matéria Orgânica no Solo 894
Acúmulo de Matéria Orgânica e Transformações no Sistema Solo 898
Decomposição de Resíduos de Culturas no Solo e Adubação Nitrogenada 900
Aplicação Antecipada de Nitrogênio 902
Perdas de Nitrogênio 904
Estratégias da Adubação Nitrogenada 904

RECOMENDAÇÕES DE ADUBAÇÃO COM OUTROS NUTRIENTES 907
Adubação Fosfatada e Potássica 907
Dinâmica e Disponibilidade de Fósforo 907
Dinâmica e Disponibilidade de Potássio 913
Estratégias da Adubação Fosfatada e Potássica 915
Adubação com Enxofre 916
Dinâmica e Disponibilidade de Enxofre 916
Estratégias da Adubação com Enxofre 916
Adubação com Micronutrientes 916
Dinâmica e Disponibilidade dos Micronutrientes 916
Estratégias da Adubação com Micronutrientes 918

A FERTILIDADE DO SISTEMA SOLO 918

AGRADECIMENTOS 919

LITERATURA CITADA 919

INTRODUÇÃO

A semeadura direta, sem nenhum preparo ou mobilização do solo, que surgiu como uma simples técnica de manejo com o objetivo básico de controle da erosão hídrica do solo, evoluiu para um sistema complexo e ordenado de produção agrícola, denominado, no Brasil, de sistema plantio direto. A sua adoção nos agroecossistemas tropicais e subtropicais, em substituição à prática de agricultura em terra "nua", tem-se caracterizado como um investimento na preservação dos recursos naturais e sócio-econômicos (Muzilli, 2000; 2002). Sob a ótica sistêmica, o plantio direto combina práticas biológico-culturais com práticas mecânico-químicas, pressupondo alguns requisitos básicos que envolvem a condição prévia do terreno, o não-revolvimento do solo, o uso de rotação de culturas e a adoção de métodos integrados de controle de plantas invasoras, de pragas e de doenças.

As primeiras tentativas de adoção desse sistema no Brasil ocorreram na região Sul, no início da década de 70. Após um período de desenvolvimento pouco expressivo, decorrente de dificuldades iniciais relacionadas com a pouca eficiência das semeadoras disponíveis, compactação do solo, controle de plantas invasoras e controle fitossanitário, houve uma grande expansão de área a partir do início da década de 90. A área, atualmente cultivada no sistema plantio direto no Brasil, é maior que 25 milhões de hectares (FEBRAPDP, 2007), ocupando o segundo lugar no mundo, superada apenas pelos Estados Unidos (EUA).

Em paralelo à evolução do sistema plantio direto, tanto na solução dos problemas iniciais como no aumento da sua adoção pelos produtores, começaram a surgir questionamentos sobre o manejo da fertilidade do solo, tendo em vista a diferente dinâmica dos processos de transformação e acúmulo da matéria orgânica e da ciclagem dos nutrientes. Inicialmente, o entendimento desses processos era incipiente e as recomendações sobre o manejo de corretivos e de fertilizantes eram efetuadas com base nos critérios adotados para o preparo convencional que, na maioria das vezes, eram insatisfatórios (Sá, 1999). Com o passar do tempo, especialmente na segunda metade da década de 90, os trabalhos de pesquisa referentes ao acúmulo da matéria orgânica no solo, à mineralização dos resíduos das culturas em rotação, à calagem na superfície, ao modo de aplicação dos adubos, à distribuição dos nutrientes no perfil e à variabilidade dos atributos de fertilidade no solo, começaram a fornecer critérios mais adequados às características e propriedades do solo no sistema plantio direto.

Procurou-se apresentar, inicialmente, a evolução do sistema plantio direto no Brasil e, na seqüência, complementar o que foi apresentado em capítulos anteriores desta publicação, enfatizando aspectos relacionados com a Fertilidade do Solo em sistema plantio direto.

CARACTERÍSTICAS E EVOLUÇÃO DO SISTEMA PLANTIO DIRETO

Aspectos Históricos e Conceituais

A primeira menção a respeito do plantio direto surgiu na década de 30, nos EUA, em decorrência das tempestades de poeira, que levaram Edward H. Faulkner a afirmar que *"ninguém até hoje ofereceu razão científica para arar o solo"* (Baker et al., 1996). O plantio direto, como forma de manejo do solo, surgiu na década de 40, na Estação Experimental de Rothamsted, na Inglaterra (Koronka, 1973), ao ser constatado que as plantas podiam crescer satisfatoriamente sem o preparo do solo, desde que não houvesse competição com invasoras. Uma das principais razões para arar e gradear o solo era, então, controlar as plantas invasoras.

O preceito de Faulkner, sobre a inexistência de razões para arar o solo, não tardou a ter influência nos processos de preparo do solo. Os primeiros estudos em plantio direto, já na década de 50, foram desenvolvidos nos EUA, em decorrência do surgimento dos herbicidas, que foram desenvolvidos durante e logo após a Segunda Guerra Mundial. A utilização do plantio direto por parte dos agricultores daquele País ocorreu na década de 60, na cultura do milho (Phillips & Young, 1973). Essa forma de manejo do solo tornou-se viável e prática, graças ao desenvolvimento dos herbicidas de contato não residuais, comercializados a partir de 1961 (Koronka, 1973).

O plantio direto é conhecido por várias expressões em diversos idiomas. No seu início, na Inglaterra, foi denominado *direct-drilling*, também atualmente conhecido, em

inglês, como *direct-seeding, no-tillage, no-till, zero-tillage, sod-planting, sod-seeding, direct-planting, chemical ploughing* e *residue farming* (Baker et al., 1996) e, mais recentemente, também como *sustainable farming*, por suas características gerais de preservação dos recursos naturais. Em alemão, é conhecido como: *direktsaat* e *fesbodenmulkchwirtschaft* (Ehlers & Claupein, 1992); em espanhol: *cero labranza* e *siembra directa*; e, em português como: *sem preparo, preparo nulo, semeadura direta, plantio direto, plantio direto na palha e agricultura conservacionista ou sustentável.*

Uma grande mudança ocorreu quando o plantio direto passou de uma simples opção de controlar a erosão para um sistema ordenado de práticas agrícolas interligadas e altamente dependentes entre si: sistema plantio direto. No Brasil, embora tenha havido alguma discussão sobre a adequação do termo entre os pesquisadores, foi adotada a expressão *sistema plantio direto* para a sua denominação (Curi et al., 1993). Considerando que este sistema permite melhorar a capacidade produtiva do solo, evitando a erosão e aumentando o teor de matéria orgânica, ele também poderia ser chamado de *agricultura regenerativa,* quando forem utilizadas todas as boas práticas que permitem sua consolidação. Instituições internacionais, como o Banco Mundial e a FAO, estão assumindo a tecnologia do plantio direto como bandeira da agricultura do III milênio, elevando-o à categoria de uma verdadeira "Revolução Azul", por causa de suas amplas e favoráveis implicações ambientais, produzindo alimentos para a humanidade e preservando os recursos naturais para futuras gerações (Bartz, 2001).

Evolução do Plantio Direto no Brasil

No Brasil, o plantio direto surgiu na região Sul, quase que simultaneamente nos Estados do Paraná (1972) e do Rio Grande do Sul (1973). Nessa ocasião, enquanto o Sr. Herbert Arnold Bartz, considerado o pioneiro no País, já o introduzia em 220 ha de sua propriedade na região dos Campos Gerais, no Estado do Paraná, o Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR) e a Embrapa Trigo (RS) iniciavam as primeiras pesquisas. Estas pesquisas foram bastante intensificadas a partir de 1973, com o trabalho de parceria dessas instituições com a empresa privada inglesa ICI (Imperial Chemical Industries), que visava ao controle de plantas invasoras com a combinação de herbicidas residuais e não-residuais e a utilização da semeadora FNI (Rotacaster); em que os elementos rompedores desta eram constituídos por enxadas rotativas acopladas a um eixo fixo. Essa semeadora, no entanto, apresentava muitos problemas de semeadura e de distribuição de adubos. A primeira lavoura comercial no Rio Grande do Sul foi instalada pelo produtor José Carlos da Veiga Mello, em 1974, na região das Missões (Wiethölter, 2000).

A adoção do sistema plantio direto foi lenta nas décadas de 1970 e 1980. Os principais problemas que restringiam o seu avanço eram o desconhecimento do seu manejo e a resistência, por parte de técnicos e de produtores, às mudanças de conceitos e de atitudes. Dentre os entraves tecnológicos, destacavam-se a inexistência de máquinas para semeadura em solo não preparado e coberto de palha, a dificuldade de controle das invasoras, o alto custo dos herbicidas e as incertezas a respeito do manejo da calagem e da adubação.

Na região de Cerrado, a sustentabilidade do sistema era dificultada pela baixa formação de palhada em virtude dos longos períodos secos. Várias opções foram desenvolvidas com sucesso pelo uso das seguintes combinações: (a) milho na rotação, (b) safrinha de milho; (c) rotação com pastagem, e (d) cobertura verde permanente. De fato, não existe uma forma única de manejo que seja adequada às diferentes condições de Cerrado; o modelo a ser adotado deve ser desenvolvido em cada região e vai depender da distância dos mercados consumidores, do regime climático, favorável ou não à safrinha, e da viabilidade da irrigação (Sá et al., 2004b).

No entanto, com o passar do tempo, verificou-se, nas mais variadas condições e regiões do País, que a erosão poderia ser reduzida drasticamente, sendo possível o controle adequado das invasoras sem a necessidade de uso de herbicidas; foram também desenvolvidas semeadoras nacionais, predominantemente do tipo duplo disco defasado, capazes de realizar eficientemente a semeadura e a aplicação de fertilizantes em solos cobertos de palha. Por fim, graças ao menor custo do sistema, o plantio direto passou a ser adotado em larga escala: a partir do início da década de 1990, na região Sul; a partir da metade dessa década, na região de Cerrado, e a partir do início da primeira década do século XXI, nas demais regiões do País (Figura 1). Na safra 2005/06, a área em plantio direto no País foi de, aproximadamente, 25 milhões de hectares, com a região Sul com cerca de 10,5 milhões de ha e a de Cerrado com cerca de 11,5 milhões de ha (FEBRAPDP, 2006); a região Sul apresenta tendência de estabilização, por estar próxima ao limite da fronteira agrícola, enquanto, nas demais (Cerrado e outros Estados), o sistema encontra-se ainda em franca expansão (Figura 1). Atualmente, o Brasil é o País de clima tropical e subtropical de maior área de plantio nesse sistema, sendo superado apenas pelos EUA.

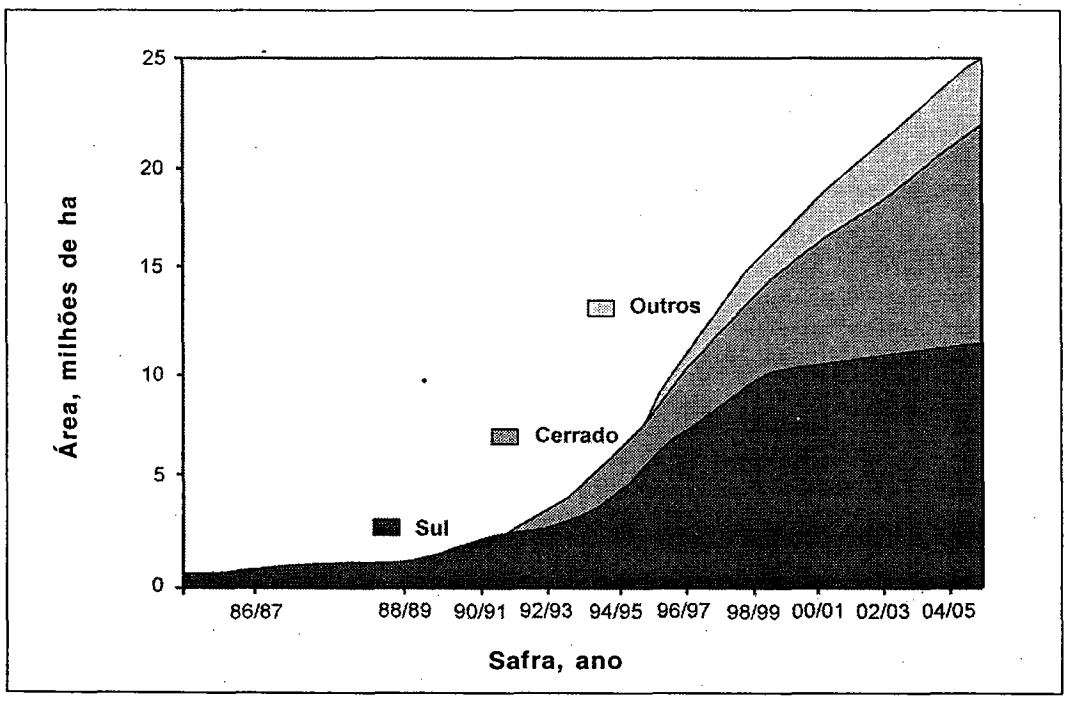


Figura 1. Evolução da área cultivada no sistema plantio direto em diferentes regiões do Brasil.
Fonte: FEBRAPDP (2006).

Vencida a primeira etapa, o desafio foi de solucionar os problemas de segunda geração ao desenvolvimento do plantio direto. São eles: (a) o incremento de doenças e de invasoras de difícil controle; (b) a pouca durabilidade das semeadoras e seu desempenho deficiente em palha pesada e solos úmidos; (c) a falta de programas formais de capacitação de mão-de-obra e de treinamento para técnicos; (d) a necessidade de melhoria de técnicas de sobresseineadura em pastagens; e (e) a falta de conhecimento sobre o controle econômico de pragas, como lesmas, percevejos, corós, formigas, cupins e tatus e de outras pragas novas com práticas de manejo baseadas nas suas epidemiologias (Landers, 1997).

Características do Sistema com Ênfase naquelas Relacionadas com a Fertilidade do Solo

Para a sua viabilização técnica e econômica, o plantio direto deve ser visto como um sistema de produção que abrange um complexo ordenado de práticas agrícolas inter-relacionadas e interdependentes, que incluem o não-revolvimento do solo, a rotação de culturas, o uso de plantas de cobertura para formar e manter a palhada sobre o solo e, mais recentemente, a integração lavoura-pecuária (Muzzili, 2000). Nesta visão de sistema, ocorre uma integração de práticas agrícolas, culturais e biológicas, a saber: a utilização de agroquímicos com práticas culturais no manejo de plantas de cobertura em solo não mobilizado com resíduos na superfície e o cultivo de espécies com diferentes exigências nutricionais e produções de fitomassa, radicular e aérea, na rotação de culturas.

A ausência do revolvimento e a adição de resíduos das culturas provocam um fluxo contínuo de C no solo, alimentando os seus diferentes compartimentos (ativo e lento) e os processos de (re)agregação do solo, originando estruturas mais estáveis. Nesse processo, ocorre aumento da atividade biológica, com manutenção de sua diversidade, aumentando o teor de matéria orgânica, a ciclagem e armazenamento de nutrientes, com a manutenção do ciclo hidrológico e crescimento da capacidade produtiva do solo. Embora ocorra ocasionalmente a compactação superficial do solo pelo tráfego de máquinas e animais, os efeitos da utilização continuada desse sistema de manejo de solo nas características físicas, químicas e biológicas são muito favoráveis à produtividade dos agrossistemas. O acúmulo de matéria orgânica nesse sistema torna o solo um importante dreno de CO_2 da atmosfera e contribui para a mitigação do efeito desse gás no aquecimento global (Sá et al., 2001b, 2004b).

As características do manejo dos solos e das culturas no sistema plantio direto provocam diferentes alterações no perfil do solo com relação ao cultivo convencional, que influem na dinâmica da acidez e da disponibilidade dos nutrientes e, por conseqüência, no manejo da fertilidade do solo. Assim, ocorre um aumento do teor e da qualidade da matéria orgânica e da concentração dos nutrientes a partir da superfície do solo (Figura 2). O aumento gradual da matéria orgânica altera o pH do solo, a toxidez por Al e a dinâmica dos nutrientes. A aplicação superficial de adubos e de calcário provoca a formação imediata de gradientes no perfil do solo, que evoluem no tempo, e cuja taxa depende, além da dose aplicada, da mobilidade dos nutrientes no solo.

Mesmo que a adoção do plantio direto tenha sido feita após a correção da acidez e da fertilidade na camada arável, normalmente de 0–20 cm, com revolvimento do solo, a reaplicação de calcário, na superfície do solo, e a adubação sucessiva das culturas, a

lanço na superfície ou na linha de semeadura, afetarão predominantemente a camada superficial (0–5 cm) do solo. O processo natural de acidificação do solo, que ocorre no tempo (Figura 2b), é intensificado pela deposição dos resíduos e pela aplicação de adubos nitrogenados (uréia e sulfato de amônio) na superfície do solo.

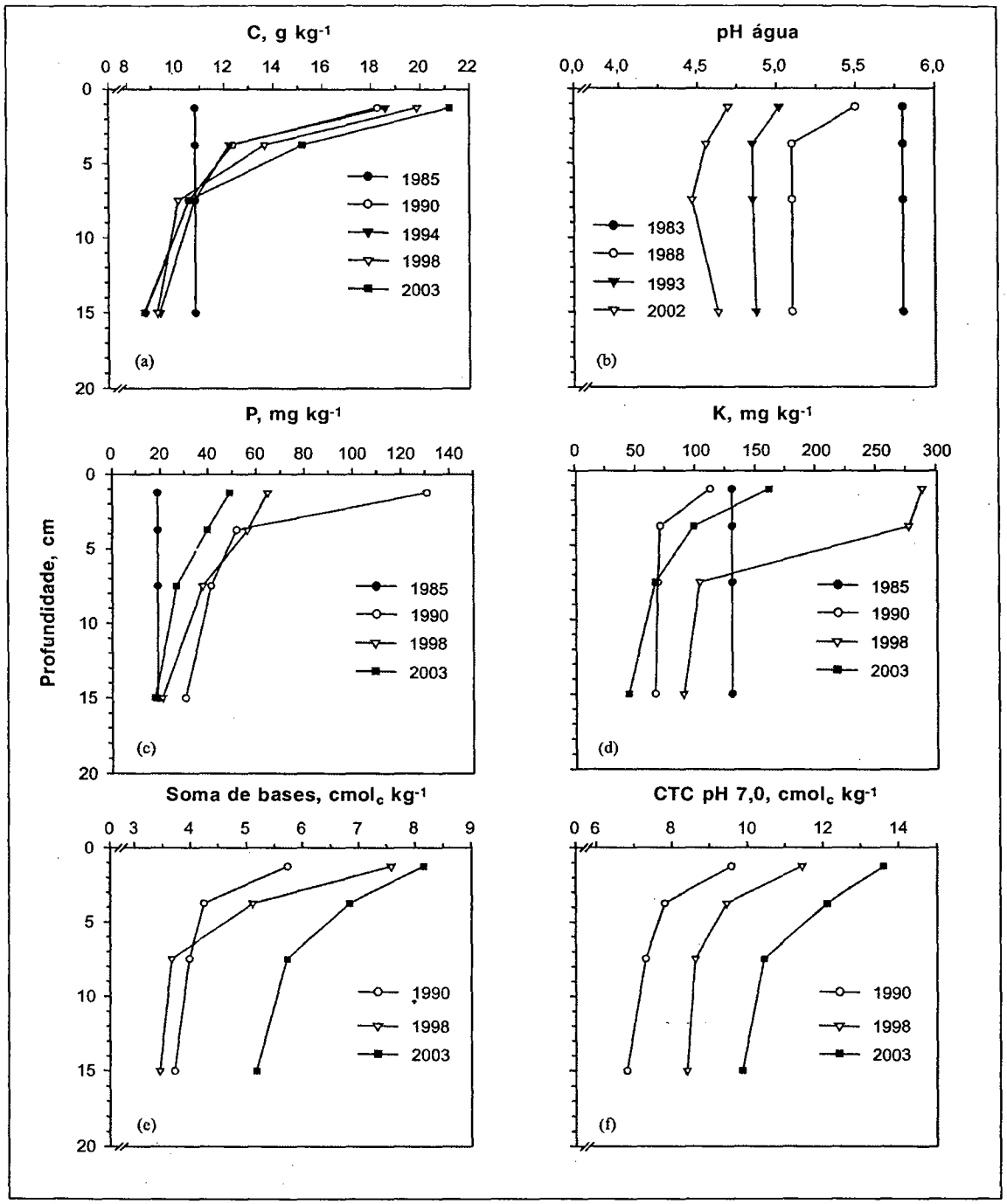


Figura 2. Distribuição de características químicas no perfil de um Argissolo com o tempo de cultivo no sistema plantio direto: (a) matéria orgânica; (b) pH em água; (c) fósforo disponível (Mehlich-1); (d) potássio disponível (Mehlich-1); (e) soma de bases trocáveis; e (f) capacidade de troca de cátions.

Fonte: Medeiros (1985); Bayer (1992); Bayer & Mielniczuk (1997a); Lovato (2001); Zanatta (2005, Comunicação pessoal).

Essa alteração gradual, em profundidade, dos indicadores de fertilidade do solo com o tempo de instalação do sistema plantio direto dificulta a escolha da camada de solo que melhor reflete as condições de sua fertilidade (camada a ser amostrada). Dependendo da fase de evolução do sistema, a amostragem tradicional, de 0–20 cm, poderá não ser a mais apropriada.

AMOSTRAGEM DO SOLO

Os procedimentos de coleta de amostras de solo para fins de recomendações de adubação e de calagem, elaboradas regionalmente, consideram o tipo e a magnitude da variabilidade das características de fertilidade do solo. As bases estatísticas e os procedimentos de coleta de amostra representativa são discutidos e apresentados no capítulo XIII.

No sistema plantio direto, a variabilidade das características químicas do solo, especialmente de P disponível, é maior do que no preparo convencional, tanto no sentido horizontal (Quadro 1) como em profundidade no perfil do solo (Figura 2). Como as características de fertilidade são alteradas, em sua magnitude e distribuição no solo, com o manejo e os cultivos no sistema plantio direto, a utilização dos procedimentos de amostragem de solo recomendados para o sistema convencional de cultivo poderá resultar na coleta de amostras não-representativas do estado de fertilidade do solo no sistema plantio direto. Por isso, é necessário o estabelecimento de procedimentos de coleta de amostras de solos para fins de recomendação de adubação e de calagem no sistema plantio direto que levem em consideração esses dois tipos de variação.

Quadro 1. Coeficiente de variação de potássio e de fósforo disponíveis em solos com mais de cinco anos em diferentes sistemas de cultivo e respectivo número de subamostras

Autor	Manejo do solo	Coeficiente de variação		Número de amostra simples[1]			
		P Mehlich-1	K Mehlich-1	P Mehlich-1		K Mehlich-1	
				f = 10 %	f = 20 %	f = 10 %	f = 20 %
		%					
Salet et al. (1996)	Convencional[2]	34	38	34	9	44	11
	Plantio direto[3]	76	34	170	43	34	9
Souza (1992)	Convencional[4]	25	38	20	5	55	14
	Plantio direto[4]	32	35	50	13	45	11

[1] $n = (ta_{/2}.CV/f)^2$, em que CV é o coeficiente de variação (%), t é o valor da tabela de Student a 5 % de probabilidade de erro α e variação em torno da média (f) de 20 %. [2] Amostragem ao acaso. [3] Amostragem dirigida (uma amostra na linha e oito nas entrelinhas de soja). [4] Amostragem sistemática (7 x 7 m).

Variabilidade Horizontal e Amostragem Representativa do Solo

Embora as recomendações de coleta de amostras de solo no preparo convencional sejam de amplo domínio, não se sabe qual foi a probabilidade de erro adotada para determinar o número de subamostras e, assim, conferir o grau de confiabilidade na amostra coletada. Além disso, os limites de inferência estatística (Quadro 1) não devem exceder as variações observadas no controle de qualidade das análises de solos da região considerada. Assim, tomando como referência o P disponível, que apresenta a maior variabilidade, mesmo ao considerar os requisitos de inferência estatística de probabilidade de erro de 5 % (**erro α**) e variação em relação à média de 20 % (**valor f**), o número de subamostras, para a coleta de amostra representativa com os trados de rosca (ou calador) no sistema plantio direto, é maior do que 20 subamostras, o valor superior do intervalo recomendado (**n** entre 10 a 20, em média 15 subamostras), como verificado nos trabalhos de Salet et al. (1996) e de Schlindwein & Anghinoni (2000a; 2002).

As principais causas da maior variabilidade horizontal dos índices de fertilidade no sistema plantio direto devem-se, principalmente, às aplicações localizadas, no sulco de semeadura ou em superfície, dos adubos e corretivos e ao não-revolvimento do solo. A adubação localizada mantém uma ação residual prolongada, especialmente para os nutrientes pouco móveis no solo, como o P (Figura 3a), em que se destacam as linhas de adubação na semeadura do trigo e, no monólito 10, a linha de adubação na cultura do milho cultivado anteriormente.

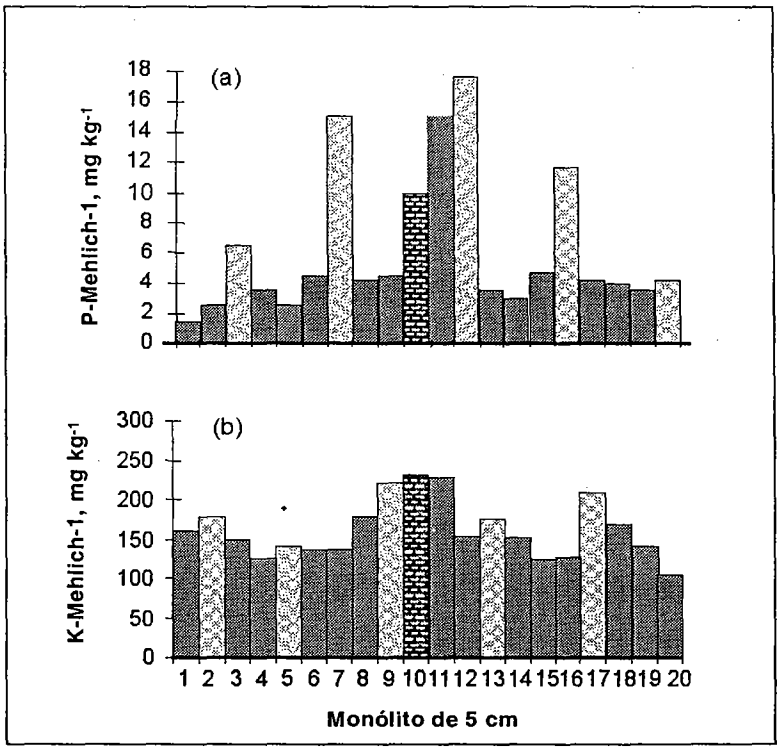


Figura 3. Variabilidade de fósforo (Mehlich-1) (a) e de potássio (Mehlich-1) (b) na direção perpendicular às linhas de adubação na camada de 0–10 cm em lavouras de trigo, no sistema plantio direto por oito anos. (O monólito 10 corresponde à linha de semeadura do milho cultivado antes do trigo).

Fonte: Kray et al. (1998).

Variabilidade Vertical e Estado de Fertilidade do Solo

A formação de gradientes de matéria orgânica e das características químicas a partir da superfície do solo, que prossegue com o tempo de cultivo no sistema plantio direto (Figura 2), gera dificuldade para estabelecer procedimentos de coleta de amostras representativas do estado de fertilidade. Para Sá (1993), *no plantio direto deixa de existir a camada arável, dando lugar à outra enriquecida com resíduos orgânicos, alterando a dinâmica da matéria orgânica do solo e a ciclagem de nutrientes.*

Assim, a amostragem na camada de 0–20 cm, recomendada para culturas anuais no sistema convencional de cultivo, dependendo da fase em que se encontra, pode não ser adequada ao sistema plantio direto. A mistura da camada de 0–5 cm, com teor muito elevado de P disponível, por exemplo, com a camada inferior de 5–20 cm, com teor muito baixo, pode resultar em grande redução de teores de P, comparados com os valores ponderados da análise separada das camadas de solo (Anghinoni & Salet, 1998a). Este decréscimo ocorre tanto pelo efeito de diluição, como pelas reações de adsorção de P, mais intensas em solos com maiores teores de óxidos e hidróxidos de Fe e de Al e em presença de gradiente textural.

Com base em trabalhos de ajuste da profundidade de amostragem no sistema plantio direto em relação ao convencional (Petrere et al., 1996; Schlindwein & Anghinoni, 2000b) a Comissão de Fertilidade de Solo do Núcleo Regional Sul da SBCS (CFS RS/SC) passou a recomendar, a partir de 1997, a camada de 0–10 cm para a amostragem do solo no sistema plantio direto e, então, efetuar o enquadramento nas faixas de interpretação nas tabelas e verificar a recomendação para a cultura de interesse. Essa decisão teve também suporte no trabalho de Sá (1999), em que as correlações dos valores de análise do solo por dois métodos (Mehlich-1 e Resina) com um conjunto de determinações na planta (teor de P na folha índice, na matéria seca e no grãos e rendimento de milho), foram superiores para a camada de 0–10 cm do que de 0–20 e 10–20 cm em Latossolo Vermelho distrófico há 13 anos em plantio direto.

Recentemente, foi verificado, na análise de 18 experimentos de calibração no RS (Schlindwein & Gianello, 2004), que os teores críticos de P e K são maiores na camada de 0–10 cm em solos sob plantio direto em relação aos da camada de 0–20 cm, tanto no sistema convencional como no direto. Esse fato indica a necessidade de intensificar a pesquisa de calibração das análises de solo no sistema plantio direto, especialmente em sua fase consolidada.

Eficácia dos Amostradores de Solo

A adequação de cada amostrador de solo (Capítulo XIII) depende das condições locais, tais como: o tipo de solo, o grau de compactação, o teor de umidade e o sistema de cultivo. Embora os trados de rosca e calador (sonda) sejam os de uso mais fácil, podem não ser adequados para o sistema plantio direto. Além da necessidade de coletar grande número de subamostras (Quadro 2), ocorre com o uso do trado de rosca, especialmente em solos secos, perda da camada superficial (de 1 a 2 cm), resultando em valores de matéria orgânica e de nutrientes até 30 % menores, acarretando erros na recomendação de adubação. O mesmo pode ocorrer com o trado holandês (Nicolodi et al., 2000).

Quadro 2. Coeficiente de variação e número de subamostras a serem coletadas por diferentes equipamentos em lavouras no sistema plantio direto com diferentes modos de adubação

Modo de adubação	Equipamento de coleta	Coeficiente de variação	Número de subamostras[1]
		%	
Lanço[2]	Trado de rosca	47	23
	Pá de corte[4]	33	11
Linha[3]	Trado de rosca	67	46
	Pá de corte[5]	33	11

[1] $n = (t\ a/2.CV/f)^2$, em que CV é o coeficiente de variação (%), t é o valor da tabela de Student a 5 % de probabilidade de erro α e f é a variação em torno da média de 20 %. [2] Nove anos. [3] Doze anos. [4] 5 x 10 cm. [5] 5 cm x largura da entrelinha.
Fonte: Schlindwein & Anghinoni (2002).

Diante disso, a pá de corte é a mais indicada para a amostragem de solo no sistema plantio direto (CQFS RS/SC, 2004), tanto em áreas com adubação em linha como a lanço, desde que utilizada da forma apresentada na figura 4. Dessa forma, o número de 10 a 20 subamostras a serem coletadas (Quadro 2), levando em consideração os requisitos de inferência estatística especificados anteriormente (α = 5 % e f = 20 %), não difere daquele recomendado para o sistema convencional (veja capítulo XIII), uma vez que o sítio de coleta é representativo da área circunvizinha.

Recentemente, têm sido utilizados amostradores automatizados, com o objetivo de facilitar a coleta de amostras de solo. Nesses equipamentos, um braço hidráulico insere o dispositivo de coleta no solo, podendo ser acoplado a um pequeno veículo automotor para a retirada sistematizada de amostras de solo para a agricultura de precisão. Pode ser também utilizado um trado de rosca acoplado a uma furadeira movida a bateria, própria ou conectada à de um veículo. Neste equipamento, a parte perfuradora (rosca) deve ser ajustada a um receptáculo para evitar a perda do solo superficial. Uma vantagem importante desse equipamento é a facilidade de coleta de amostras, especialmente em condições de solo seco, em que os outros amostradores apresentam maiores dificuldades de utilização.

Camada do Solo a Ser Amostrada

A amostragem de solo em sistema plantio direto nos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina é recomendada na camada de 0–10 cm (CQFS-RS/SC, 2004). Em todas as outras regiões do Brasil, a camada a ser amostrada nesse sistema é a mesma do sistema convencional (0–20 cm), independentemente da fase (de instalação ou consolidada) em que o solo se encontra. Nesses dois Estados, a recomendação de coleta de amostra na camada de 0–20 cm é mantida para a instalação do sistema plantio direto com mobilização de solo. No campo natural ou no plantio direto consolidado (≥ 5 anos), a camada a ser amostrada também é de 0–10 cm (CQFS RS/SC, 2004).

Procedimentos de Coleta de Amostras de Solo

À semelhança do sistema convencional de cultivo, a primeira fase da amostragem consiste em dividir a propriedade em glebas uniformes, considerando o tipo de solo, a topografia, a vegetação e o histórico de utilização (Capítulo XIII). Como apresentado no item anterior, a pá de corte é recomendada como o amostrador-padrão no sistema plantio direto pela CQFS RS/SC (2004). O procedimento de coleta, no entanto, difere conforme o tipo dominante de adubação: a lanço ou em linha.

Em Lavouras Adubadas a Lanço

Coletar com pá de corte, ao acaso, 10 a 20 subamostras, retirando-se, na cova em forma de cunha, uma fatia central com 3–5 cm de espessura e 7–10 cm de largura. Os trados caneca e fatiador (modelo australiano) também podem ser utilizados.

Em Lavouras Adubadas em Linha

O procedimento para a coleta consiste em: (a) localizar na lavoura as linhas de adubação; (b) remover da superfície a vegetação, as folhas, os ramos e as pedras; (c) cavar uma pequena trincheira (cova) (Figura 4), com a largura correspondente ao espaçamento entre as linhas do último cultivo, tendo-se o cuidado de que a linha em que foi aplicado o adubo esteja localizada na parte mediana dessa cova (recomenda-se efetuar a amostragem preferencialmente nas culturas de menor espaçamento, como trigo, cevada ou soja); (d) cortar com a pá uma fatia de 3–5 cm de espessura em toda a parede da cova, na camada de 0–20 cm de profundidade na fase de instalação, e de 0–10 cm na fase consolidada do sistema plantio direto (a fatia deve ser de espessura uniforme); (e) colocar a amostra de solo em um balde de ± 20 L; (f) repetir o mesmo procedimento em aproximadamente 15 pontos na área homogênea por amostrar; (g) espalhar o solo sobre uma lona plástica limpa, se o balde for insuficiente, e homogeneizar muito bem (umedecer um pouco se o solo apresentar muitos torrões), e (h) retirar 0,5 kg do solo, colocar em saco plástico limpo, etiquetar, preencher o formulário de informações e remeter a amostra ao laboratório.

A utilização desse procedimento em culturas de grande espaçamento entrelinhas (milho, por exemplo) requer a coleta de um volume grande de solo, dificultando a homogeneização das subamostras. Nesse caso, homogeneizar a subamostra do primeiro ponto em um balde (ou outro recipiente adequado), retirar uma porção de solo (± 300 g) e colocar em um segundo balde (Figura 4). Repetir o procedimento nos demais pontos de coleta. Assim, a coleta de 15 subamostras por esse procedimento totaliza aproximadamente 4,5 kg de solo, que devem ser convenientemente homogeneizados, retirando-se 1/2 kg para ser enviado ao laboratório.

a. Procedimentos alternativos de coleta em áreas de plantio direto com adubação em linha

A coleta de amostras de solo com pá de corte é bastante trabalhosa, principalmente em culturas de maior espaçamento entre as linhas, quando é manuseado um grande volume de solo. Em vista disso, são apresentados dois procedimentos que utilizam o trado calador ou de rosca para a coleta das amostras de solo.

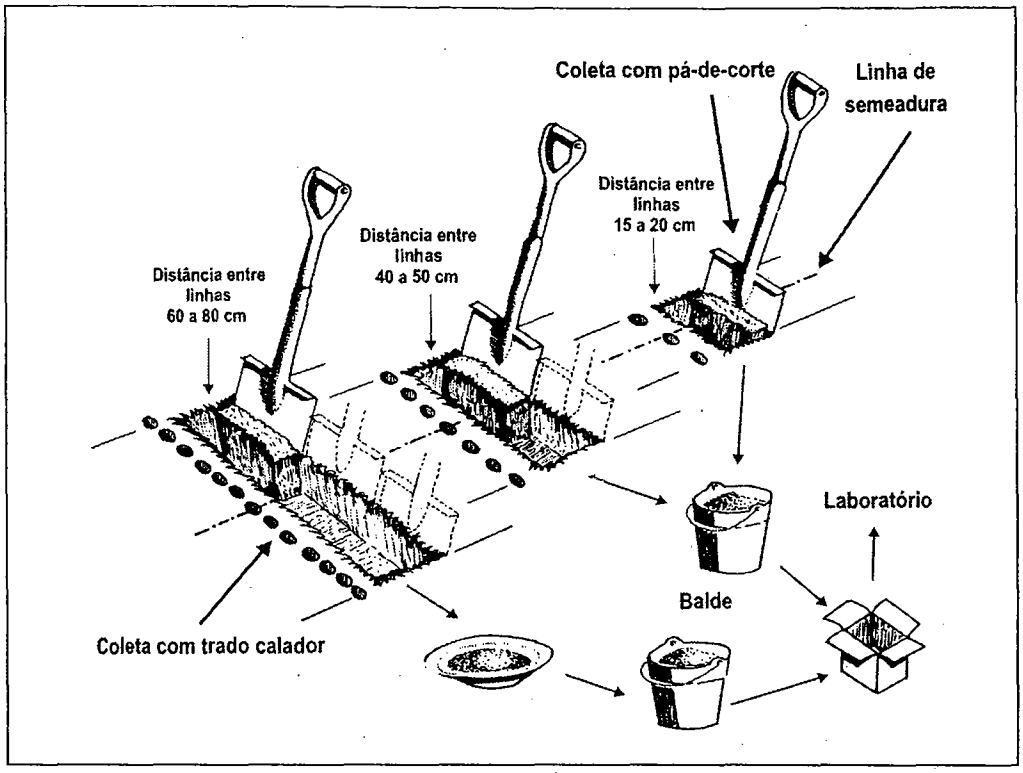


Figura 4. Amostragem de solo em lavoura em plantio direto com adubação anterior em linha.
Fonte: CQFS RS/SC (2004).

a.1. Coleta transversal às linhas de adubação

Neste procedimento, cada subamostra é composta por um ponto sobre a linha de adubação e vários pontos situados, lateral e transversalmente às linhas de adubação, em número variável, conforme a distância entre as linhas (Figura 4). Para culturas de pequeno espaçamento (15–20 cm) entrelinhas (por exemplo, trigo, cevada, aveia, etc.): coletar um ponto na linha de adubação mais um ponto em cada lado, totalizando três pontos de coleta para cada subamostra. Para culturas com espaçamento médio (40–50 cm) de entrelinhas (por exemplo, a soja), coletar um ponto na linha de adubação mais três pontos de cada lado, totalizando sete pontos de coleta para cada subamostra. Para culturas com espaçamento maior (60–80 cm) de entrelinhas (por exemplo, milho), coletar um ponto na linha de adubação mais seis pontos de cada lado, totalizando treze pontos de coleta para cada subamostra.

O número de subamostras (locais) necessárias para formar a amostra composta por gleba uniforme da lavoura é também de 10–20 (15 em média). No procedimento proposto por Nicolodi et al. (2002), o trado calador pode ser substituído pelo trado-de-rosca acoplado a uma furadeira movida à bateria com um dispositivo que evite a perda da camada superficial de solo.

a.2. Coleta nas entrelinhas de adubação

Neste procedimento, as subamostras são coletadas nas entrelinhas de adubação da cultura anterior ou da cultura em desenvolvimento. Com isso, a variabilidade das características de fertilidade é menor, podendo ser utilizados os procedimentos

recomendados para o preparo convencional ou cultivo mínimo (Capítulo XIII), ou seja: a retirada de 10 a 20 subamostras por área homogênea, com amostradores que não percam a camada superficial (1–2 cm) de solo. Por não considerar o efeito da última adubação, este procedimento pode subestimar os teores de nutrientes no solo e superestimar a adubação, principalmente para as faixas de teores "Muito baixo" e "Baixa". Isso provavelmente não resultará em adubações maiores do que as adequadas ao crescimento e desenvolvimento das culturas, quando os teores se enquadram nas faixas "Alta" e "Muito alta".

ACIDEZ E CALAGEM

Dinâmica da Acidez no Sistema

A decomposição de resíduos das culturas (grupos carboxílicos e fenólicos), a reação dos adubos nitrogenados (processo de nitrificação) e a exportação de bases pelos grãos na colheita são os principais fatores que provocam a acidez do solo no sistema plantio direto. A dinâmica da acidez, neste sistema, diferencia-se do sistema convencional de cultivo, por sua ação a partir da superfície do solo pela deposição dos resíduos das culturas, formando uma 'frente de acidificação'.

Outra característica do sistema plantio direto é o aumento gradual do teor de matéria orgânica com o tempo de cultivo, também a partir da superfície do solo (Figura 2a). O aumento de matéria orgânica, tanto em qualidade como em quantidade, reduz os efeitos nocivos da acidez do solo e da toxidez por Al. Assim, rendimentos elevados das culturas têm sido obtidos em condições de acidez elevada nesse sistema de manejo do solo, tanto em experimentos (Pottker & Ben, 1998; Caires et al., 1998) como em lavouras (Anghinoni & Salet, 2000).

A redução da acidez e a diminuição da toxidez por Al resultam da ação contínua da decomposição dos resíduos, pela liberação de ácidos orgânicos de baixo peso molecular (cítrico, oxálico, málico, aconítico e fumárico, entre outros) das culturas na superfície do solo (Miyazawa et al., 1993; Franchini et al., 1999; Miyazawa et al., 2000). Conforme Miyazawa et al. (2000), a capacidade dos vegetais em reduzir a acidez do solo (Figura 5) aumenta com os teores de cátions de reação básica e de C orgânico solúvel, que, normalmente, são maiores em resíduos de adubos verdes do que em culturas comerciais.

Um aspecto interessante em relação às reações dos resíduos vegetais é sua natureza anfótera, que faz com que ocorra um aumento do pH em solos ácidos e sua diminuição em solos alcalinos, tendendo a um valor próximo ao pKa médio da mistura de diferentes compostos orgânicos. Como conseqüência da ação desses resíduos em solos ácidos, ocorre menor concentração das espécies de Al consideradas tóxicas e maior concentração de Al complexado com ligantes orgânicos (Quadro 3) e, conseqüentemente, menor toxidez às plantas (Anghinoni & Salet, 1998b). O Al também pode formar complexos com ácidos fúlvicos na solução do solo (Quadro 4), inclusive em maior proporção em relação aos ácidos de baixo peso molecular no sistema plantio direto.

A complexação de Al com ácidos orgânicos estáveis (ácidos húmicos) também ocorre com maior intensidade na superfície dos colóides do solo (complexos de esfera interna) em plantio direto (Quadro 5). Neste caso, o extrator KCl 1 mol L^{-1} não tem capacidade de remover o Al complexado, resultando em teores baixos de Al trocável em pH também baixo (Salet et al., 1998).

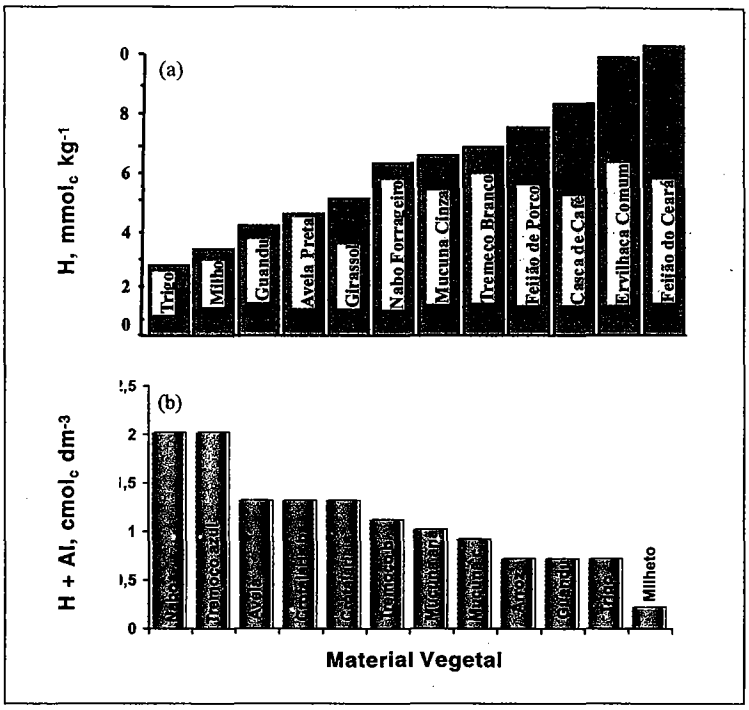


Figura 5. Capacidade dos resíduos vegetais em (a) neutralizar a acidez da solução de HCl e (b) a acidez potencial do solo.

Fonte: Miyazawa et al. (2000).

Quadro 3. Espécies e atividade de alumínio na solução de um Latossolo Vermelho distrófico, considerando o sistema de manejo do solo

Espécie/atividade	Manejo do solo	
	Convencional	Plantio direto
	%	
Al^{3+}	4,0	2,5
$Al(OH)^{2+}$	1,6	1,6
$Al(OH)_2^+$	42,0	25,0
$Al(OH)_3$	1,3	0,7
$Al(OH)^{4+}$	< 0,1	< 0,1
$AlSO_4^+$	0,6	0,2
$AlH_2PO_4^{2+}$	< 0,1	< 0,1
Al-ligantes orgânicos	49,0	70,0
Atividade de Al (mol L^{-1})	$1,0 \times 10^{-5}$	$1,0 \times 10^{-6}$

Fonte: Salet et al. (1999).

Quadro 4. Alumínio complexado na solução do solo por ácidos orgânicos de alta massa molecular (ácidos fúlvivos) estimado por diferentes métodos

Método de separação	Solo	Tempo de cultivo	Sistema de cultivo	
			Convencional	Plantio direto
			%	
Ultrafiltragem	LVaf[1]	14	25	68
	LVd 3 [2]	8	34	61
Membrana de diálise	LVaf [1]	14	15	56
	LVd 3 [2]	8	28	63

[1] Latossolo Vermelho aluminoférrico típico com rotação aveia/soja/ervilhaca/milho. [2] Latossolo Vermelho distrófico típico com rotação cevada/soja/ervilhaca/sorgo.
Fonte: Salet (1998).

Quadro 5. Teores de alumínio extraído com KCl (1 mol L^{-1}) em diferentes solos e sistemas de manejo do solo

Manejo do solo	Latossolo Vermelho aluminoférrico - 8 anos		Latossolo Vermelho distrófico - 11 anos	
	pH-água	Al troc	pH-água	Al troc
		$cmol_c\ dm^{-3}$		$cmol_c\ dm^{-3}$
Convencional	5,0	0,92	5,0	2,10
Plantio Direto	5,0	0,44	4,9	1,80

Fonte: Salet et al. (1998).

A aplicação de P na linha de adubação ou na superficície do solo em plantio direto promove uma saturação dos sítios de adsorção desse nutriente, de maneira a permanecer na forma disponível por mais tempo (Sá, 1999, 2004; Rheinheimer & Anghinoni, 2003; Nolla, 2003). Podem-se formar, portanto, compostos de baixa solubilidade [$AlPO_4$; $Al(OH)_2H_2PO_4$], que precipitam (Raij, 1991; Novais & Smyth, 1999), de acordo com sua atividade química, e, assim, contribuem para a inativação de parte do Al^{3+} em solução, reduzindo sua toxidez para as plantas. Apesar da diminuição da saturação por Al pela adição de P (Quadro 6), não foi observada, no estudo de Nolla (2003), sobre especiação iônica, a formação desses precipitados, uma vez que houve formação de complexos do Al com outros ânions, predominantemente na forma de Al-ácidos orgânicos, na condição de maior acidez do solo.

Aplicação Superficial de Calcário

A aplicação superficial de calcário, sem incorporação ao solo, está consolidada como prática de uso generalizado de correção da acidez do solo no sistema plantio

Quadro 6. Saturação por alumínio e fósforo disponível pela aplicação de doses de fósforo em um Latossolo Vermelho distrófico com diferentes condições de acidez e cultivado por sete anos no sistema plantio direto

P_2O_5 aplicado	pH do solo					
	4,0		4,6		6,4	
	Sat Al	P-Mehlich-1	Sat Al	P-Mehlich-1	Sat Al	P-Mehlich-1
kg ha^{-1}	%	mg kg^{-1}	%	mg kg^{-1}	%	mg kg^{-1}
0	76	28	30	30	0,07	29
40	48	44	26	50	0,01	48
80	44	54	20	59	0,17	58

Fonte: Nolla (2003).

direto. Essa prática justifica-se pela manutenção das características físicas, principalmente a agregação, favoráveis à conservação e à elevação do nível de ordem (complexidade) do solo, obtidas ao longo do tempo (Mielniczuk et al., 2003).

Respostas das Culturas

Experimentos de média e longa duração em plantio direto realizados no Sul do Brasil comprovam a resposta das culturas à adição superficial de calcário, como no Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Pöttker, 2000; Rheinheimer et al., 2000a; Petrere & Anghinoni, 2001) e no Paraná (Sá, 1999; Caires, 2000). Um exemplo das respostas das culturas é o resultado do trabalho de Pöttker (2000) (Figura 6). Os aumentos nos rendimentos de grãos das espécies utilizadas indicam a eficiência do calcário aplicado na superfície do solo. A cevada foi a cultura que apresentou as maiores respostas, em decorrência de sua alta sensibilidade à toxidez por Al. A produtividade das culturas mantém-se elevada, e as respostas ocorrem lentamente em solos com acidez também elevada, independentemente de ter sido o plantio direto iniciado a partir de lavouras no sistema convencional ou de campo natural (Rheinheimer et al., 2000a; Pöttker, 2000). Nessas condições, as respostas das culturas de soja, trigo, milho e aveia (Figura 6) ocorreram somente até doses equivalentes a 1/2 SMP para pH 6,0. A partir dessas doses, os rendimentos foram semelhantes tanto pela aplicação superficial como na dose inteira (1 SMP) incorporada ao solo. Os resultados desse trabalho (Pöttker, 2000) também indicam que, no caso de pequena resposta obtida pela aplicação de doses equivalentes até 1/4 SMP, houve queda de rendimento a partir da quarta cultura na sucessão, pelo menor efeito residual do calcário.

A aplicação superficial de calcário é viável, segundo Caires (2000), para a produção de grãos em rotação no sistema plantio direto, uma vez que foram observados aumentos de produtividade em até 43 % em solos ácidos da região dos Campos Gerais do Paraná.

Apesar dos riscos que a aplicação superficial de calcário pode acarretar (estresse hídrico pelo crescimento superficial de raízes), não foi observada diminuição de rendimento das culturas pela aplicação de até 10 t ha^{-1} de calcário no sul do Brasil. Isto,

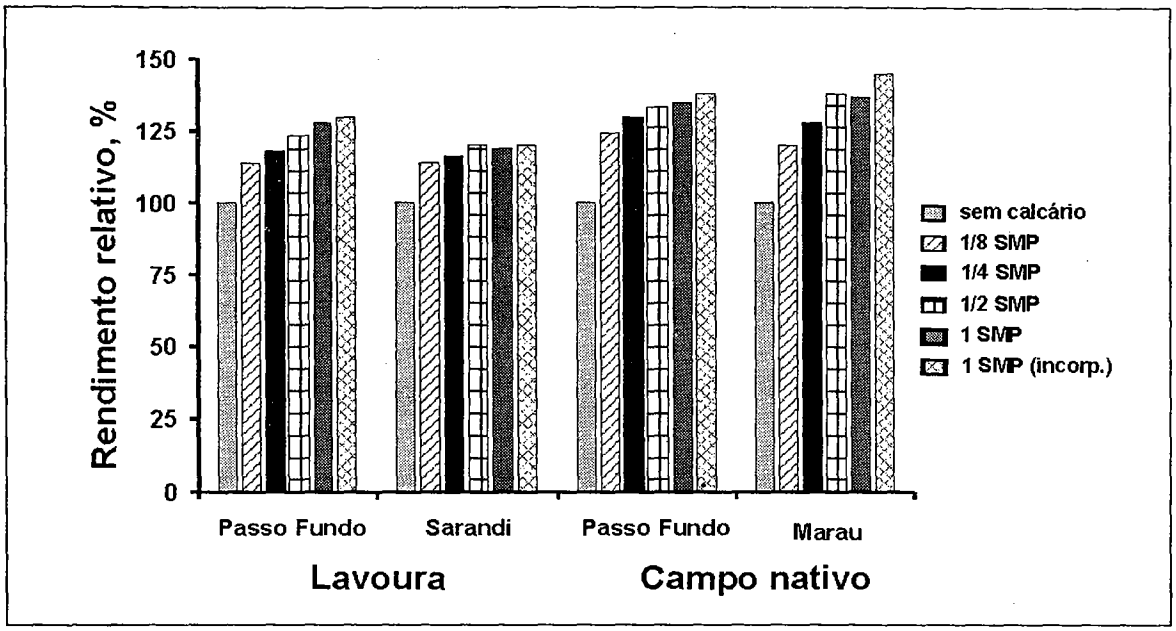


Figura 6. Respostas das culturas à aplicação superficial de calcário em plantio direto a partir de lavouras e de campo natural.
Fonte: Pöttker (2000).

pelas condições de clima e solo e pelos sistemas de cultivo, que favorecem a ação corretiva do calcário no perfil do solo. A falta ou a pequena resposta das culturas, observadas em solos sob plantio direto após longo tempo (até 10 anos) ao sistema plantio direto, possibilitam concluir que o efeito residual do calcário é maior do que o observado no sistema convencional.

Efeito em Profundidade

Os efeitos na neutralização da acidez (redução da toxidez de Al) e no deslocamento de cátions de caráter básico, no perfil do solo, decorrentes da aplicação de calcário na superfície, são detectados na subsuperfície após períodos relativamente curtos no sistema plantio direto. Esses efeitos ocorrem predominantemente até à profundidade de 10 cm, mas também ocorrem na camada de 10–20 cm e na camada de 20–40 cm. A velocidade de descida em que esses efeitos são observados depende da qualidade e dose de calcário aplicada, do tipo de solo, da adubação, do sistema de rotação e de manejo dos resíduos das culturas e do regime pluviométrico. No Paraná, foi observado efeito até à profundidade de 10 cm, após doze meses, e até 20 cm, após 28 meses, em solo de textura média (Caires, 2000). No Estado do Rio Grande do Sul, os efeitos da calagem superficial nos indicadores de acidez (pH em água, saturação por bases e por Al) são observados predominantemente até à profundidade de 10 cm (Quadro 7), na média de cinco solos (um arenoso, dois franco-argilosos e dois argilosos). Neste Estado, a camada de 0–10 cm está sendo utilizada para o estabelecimento da dose de aplicação de calcário no sistema plantio direto ou na sua instalação em campo natural com baixa acidez.

Os mecanismos responsáveis por esse rápido deslocamento dos efeitos da calagem superficial podem ser:

Quadro 7 Alteração de características de acidez do solo em profundidade pela calagem superficial no sistema plantio direto

Autor	Solo	Dose de calcário	Tempo da aplicação	pH água	Saturação	
					Sat. bases[6]	Al[7]
		t ha^{-1}	ano		cm	
Amaral & Anghinoni (2001)	Franco-argiloso[1] (PVD)[3]	4,2	5	5,0	5	5,0
Rheinheimer et al. (2000a)	Arenoso[2] (PVA)	17,0	4	10,0	10	10,0
Pöttker (2000)	Argiloso[1] (LVA)	7,0	3	12,5	10	10,0
	Argiloso[1] (LVD)[5]	10,7	3	12,5	10	10,0
Petrere & Anghinoni (2001)	Franco-argiloso[2] (LVD) [5]	6,0	3,5	15,0	15	12,5
Média		9,0	3,7	11,0	10	9,5

[1] A partir de lavouras no preparo convencional. [2] A partir do campo natural. [3] PVD = Argissolo Vermelho distrófico. [4] LVA = Latossolo Vermelho aluminoférrico. [5] LVD = Latossolo Vermelho distrófico. [6] Sat. bases = 100 (Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+ /$CTC_{pH\ 7,0}$). [7] Sat. Al = 100 (Al^{3+})/CTCefetiva.
Fonte: Adaptado de Anghinoni & Salet (2000).

a) formação e migração de $Ca(HCO_3)_2$ e $Mg(HCO_3)_2$, sendo importante a presença de ácidos orgânicos (Oliveira & Pavan, 1996);

b) deslocamento de partículas finas de calcário nos canais formados por raízes mortas e insetos, mantidos intactos (Pavan, 1994; Gassen & Kochhann, 1998) ou porosidade contínua no perfil (Amaral et al., 2004);

c) adição de fertilizantes nitrogenados, com a redução da acidez na rizosfera pela absorção de nitrato e exsudação de OH^- e HCO_3^- pelas raízes (Raij et al., 1988); e

d) produção contínua de ácidos orgânicos hidrossolúveis (de baixo peso molecular), que complexam os cátions divalentes (Ca e Mg) na forma neutra (CaL^0 ou MgL^0) ou negativa (CaL^- ou MgL^-). A alteração de carga, mediante a formação de pares iônicos, facilita a mobilidade do complexo até à camada subsuperficial, onde os cátions divalentes são deslocados pelo Al trocável, uma vez que formam complexos mais estáveis com o Al, diminuindo sua toxidez às raízes (Pavan & Roth, 1992; Miyazawa et al., 2000).

Estratégias de Calagem

O manejo da calagem em plantio direto ainda carece de muitas informações, uma vez que a matéria orgânica, a mineralogia e a textura do solo influenciam sensivelmente a formação de cargas e o poder tampão do solo (Sá, 1999). Inicialmente, é importante considerar os aspectos relativos ao histórico da área para melhor compreensão da dinâmica da acidez no sistema.

Nas recomendações de calagem, são utilizados os indicadores de acidez do solo e seus valores de referência, os métodos para determinação da quantidade de corretivo por aplicar numa camada de solo, o modo de aplicação de acordo com a cultura e com as condições de cada região, o sistema de manejo e cultivo e o tipo de solo (Capítulo V).

O conjunto indicador de acidez do solo e o seu valor de referência constituem o critério de calagem, que é estabelecido a partir da resposta das culturas. Como no sistema plantio direto a dinâmica do Al é alterada, com diminuição de sua toxidez às plantas, os critérios para a calagem utilizados no sistema convencional (Capítulo V) podem não ser adequados ao plantio direto.

Os critérios para a calagem são diferenciados conforme a fase do sistema plantio direto: na instalação ou na consolidação. Na 1ª fase, as doses são determinadas de acordo com os critérios de calagem e com os métodos de determinação da dose por aplicar, com amostragem na camada de 0–20 cm do solo. Nesta fase, é recomendável que o calcário seja incorporado na camada amostrada, de acordo com os procedimentos utilizados no preparo convencional.

Na fase consolidada, quando estiver ocorrendo decréscimo de rendimento das culturas pela acidez do solo, as recomendações de calagem divergem nas diferentes regiões do Brasil. Assim, no Estado do Paraná, conforme Sá (1999), são sugeridas as doses determinadas pelos seguintes procedimentos: (a) **Solos argilosos**: 1/3 a 1/2 da necessidade de calcário calculada pelo método da saturação por bases para a camada de 0–20 cm de solo; aplicar, no máximo, 2,5 t ha^{-1}; e (b) **Solos argilo-arenosos e arenosos**: 1/2 da necessidade de calcário calculada pelo método da saturação por bases para a camada de 0–20 cm de solo; aplicar, no máximo, 2,0 t ha^{-1}. No entanto, para qualquer solo, quando forem determinados valores de saturação por bases maiores que 50 %, não deve ser aplicado calcário na superfície do solo, pelo risco de indução à deficiência de nutrientes (Zn e Mn).

Para o Estado de Minas Gerais, Lopes et al. (1999) sugerem que, após a instalação do plantio direto, as doses de calcário podem ser diminuídas em um terço, quando a amostragem for feita na camada de 0–20 cm, e à metade, quando a amostragem for feita na camada de 0 a 10 cm. Nesses casos, deve-se utilizar calcário de granulometria fina com menores doses anuais ou bienais, em vez das doses usuais a cada quatro ou cinco anos, como efetuado no sistema convencional.

Nos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, a CQFS RS/SC (2004) apresenta maior detalhamento das recomendações de calagem, com a utilização conjunta de quatro critérios: pH em água < 5,5, saturação por bases < 65 %, saturação por Al > 10 % e teor de P (Mehlich-1) < "Muito alto". No quadro 8, são apresentadas as recomendações de calagem para culturas de grãos e plantas forrageiras. No sistema plantio direto consolidado, a amostragem é na camada de 0–10 cm com aplicação de calcário na superfície do solo. São utilizados, inicialmente, dois critérios principais em conjunto: pH em água < 5,5 e saturação por bases < 65 %, e, para as forrageiras nativas, além desses, são utilizados os teores de Ca e Mg trocáveis: ≤ 2,0 e ≤ 0,5 $cmol_c\ dm^{-3}$, respectivamente. Quando um dos critérios (pH em água < 5,5 ou saturação por bases

< 65 %), não for atendido, utilizar os critérios complementares de somente recomendar calcário se a saturação por Al for > 10 % e o teor de P (Mehlich-1) for < "Muito Alto". Como a camada amostrada e a ser corrigida é de 0–10 cm, aplicar a metade da indicada pelo método SMP (0,5 SMP para pH 5,5). Esses critérios somente poderão ser utilizados em áreas sem limitação de água e de nutrientes (principalmente P) e na ausência de camada superficial de solo compactada. No máximo, aplicar 5,0 t ha^{-1} de calcário (PRNT 100 %).

Na região do Cerrado, o rendimento das culturas não é afetado quando a saturação por bases estiver em torno de 50 % e o pH em água próximo a 6,0, ambos determinados em amostras coletadas na camada de 0–20 cm, desde que a relação Ca:Mg trocáveis no solo ($cmol_c$ dm^{-3}) esteja entre 1:1 e 10:1, com um mínimo de 0,5 $cmol_c$ dm^3 de Mg (Sousa & Lobato, 2004).

Quadro 8. Recomendações de calagem para culturas de grãos e forrageiras em plantio direto no Rio Grande do Sul e Santa Catarina

Condição da área	Amostragem	Critério de decisão	Quantidade de calcário[1]	Método de aplicação
	cm			
Implantação a partir de lavoura ou campo natural, quando o índice SMP for ≤ 5,0	0 a 20	pH < 6,0[2]	1 SMP para $pH_{água}$ 6,0	Incorporado[4]
Implantação a partir de campo natural, quando o índice SMP for de 5,1 a 5,5	0 a 20	pH < 5,5 ou V < 65 %[3]	1 SMP para $pH_{água}$ 5,5	Incorporado[4] ou Superficial[5]
Implantação a partir de campo natural, quando o índice SMP for > 5,5	0 a 20	pH < 5,5 ou V < 65 %[3]	1/2 SMP para $pH_{água}$ 5,5	Superficial[5]
Campo natural sem introdução de espécies forrageiras ou com uso de fosfato natural	0 a 10	Ca ≤ 2,0 ou Mg ≤ 0,5 $cmol_c$ dm^{-3}	1,0 t ha^{-1}	Superfície[5]
Sistema consolidado	0 a 10	pH < 5,5 ou V < 65 %[3]	1/2 SMP para $pH_{água}$ 5,5	Superficial[5]

[1] Corresponde à quantidade de calcário estimada pelo índice SMP, em que 1 SMP é equivalente à dose de calcário para atingir o $pH_{água}$ desejado na camada de 0–20 cm. [2] Não aplicar calcário quando a saturação por bases (V) for > 80 %. [3] Quando somente um dos critérios for atendido, não aplicar calcário se a saturação por Al for < 10 % e o teor de P for < "Muito Alto". [4] A opção de incorporar o calcário em campo natural deve ser feita com base nos demais fatores de produção locais. Se optar pela incorporação do calcário, aplicar a dose 1 SMP para $pH_{água}$ 6,0. [5] No máximo 5 t ha^{-1} de calcário (PRNT 100 %).

Fonte: CQFS RS/SC (2004).

Uso do Gesso em Plantio Direto

Os benefícios da utilização do gesso agrícola, para neutralizar a toxidez por Al ou corrigir a deficiência de Ca no subsolo, os critérios para a identificação de áreas com tais problemas nas camadas subsuperficiais do solo e as recomendações das respectivas

doses desse insumo foram previamente apresentados (Capítulo V). Esses procedimentos são também aplicáveis em áreas com o sistema plantio direto já estabelecido. Deve-se, no entanto, ter o cuidado, especialmente na região do Cerrado, de monitorar a possível lixiviação excessiva de bases trocáveis, principalmente K e Mg, com a utilização de doses elevadas de gesso (Lopes et al., 2004). A tomada de decisão para a gessagem, conforme esses autores, é a profundidade de amostragem do solo para a respectiva diagnose. Neste caso, a decisão de utilizar gesso deve ser feita com base na análise da camada subsuperficial, em geral, de 20–40 cm, e, às vezes, também de 40–60 cm, e não apenas na camada de 0–20 cm, normalmente utilizada na avaliação da fertilidade do solo.

De maneira geral, não foram verificadas respostas das principais culturas de grãos (trigo, cevada, milho e soja) à aplicação superficial de gesso no Sul do Brasil (Ernani et al., 1992; Caires et al., 1998, 1999), mesmo em solos ácidos e com alto teor de Al trocável. Isso pode ser atribuído ao relativo alto teor de bases trocáveis, especialmente Ca trocável, e à boa distribuição e quantidade de chuva no período de desenvolvimento dessas culturas. No entanto, Nuernberg et al. (2002) verificaram respostas positivas de milho (4° ano) e de soja (5° ano) à adição de gesso em superfície em plantio direto, em condições de estiagem prolongada no Estado de Santa Catarina, onde foi observado maior aprofundamento de raízes. Os autores atribuem a falta de resposta à aplicação de gesso no Sul do Brasil ao relativo pouco tempo (2–3 anos) de realização dos respectivos trabalhos.

MATÉRIA ORGÂNICA E ADUBAÇÃO NITROGENADA

Manejo do Solo e de Culturas e Acúmulo de Matéria Orgânica no Solo

O estoque de matéria orgânica do solo no tempo (dC/dt) é resultante do balanço entre as adições ($A.k_1$) e as perdas ($-k_2.C$) (Greenland & Nye, 1959), ou seja:

$$dC/dt = A.k_1 - k_2.C. \quad (1)$$

O acúmulo de matéria orgânica no solo, verificado no sistema plantio direto, deve-se à ação benéfica e simultânea nos dois termos da equação 1: maiores taxas de adição, pela maior produção de biomassa vegetal, considerando o uso de plantas de cobertura e a rotação de culturas, e menores taxas de perdas por erosão e menor decomposição da matéria orgânica e de resíduos, pelo não-revolvimento do solo.

Além da quantidade de fitomassa produzida pelas culturas de cobertura, é desejável que elas tenham a capacidade de incorporar N ao solo, quer pela fixação simbiótica, quer pela reciclagem do sistema. Essas características, juntamente com a relação C:N, permitem conhecer a capacidade de cada espécie em manter uma boa cobertura vegetal sobre o solo e acumular N na palhada. Em vista do elevado teor de N e da baixa relação C:N, as leguminosas de outono/inverno, cultivadas na região Sul, podem suprir quantidades apreciáveis desse nutriente às culturas subseqüentes, especialmente para as mais exigentes, como o milho, em solos com baixo teor de matéria orgânica. Por outro lado, dada a sua rápida decomposição no solo, em relação às gramíneas, as leguminosas são

menos eficientes em cobrir o solo após serem dessecadas ou roçadas. Assim, o tipo ideal de cobertura de solo é o que apresenta uma taxa de decomposição dos seus resíduos compatível com a manutenção do solo protegido contra os agentes erosivos por mais tempo e com o fornecimento de N sincronizado com a sua demanda pelas culturas comerciais utilizadas na sucessão (Oliveira et al., 2002).

O sistema radicular das plantas também é de grande importância no acúmulo de matéria orgânica no solo, por sua ação na formação de agregados, aproximando as partículas de solo, em decorrência do fluxo de água no sistema solo-planta-atmosfera, e posterior estabilização dos mesmos pelos exsudados radiculares. Apesar de potencialmente produzir menor quantidade de fitomassa, a contribuição do sistema radicular para os estoques de C pode ser superior à da parte aérea das culturas (Bayer, 2002; Sá et al., 2004a). A matéria orgânica adicionada pelo sistema radicular apresenta maior recalcitrância, pela maior relação lignina:nitrogênio, mitigando também o efeito negativo de adensamento ou compactação do solo e contribuindo para o acúmulo de C orgânico em profundidade.

O acúmulo de matéria orgânica e de nutrientes inicia-se na superfície e aprofunda-se no perfil do solo com o tempo de adoção do sistema plantio direto (Figura 2). A taxa de acúmulo e de descida no perfil do solo é proporcional à quantidade de palhada adicionada, quando cultivada em plantio direto e é adicionado adubo nitrogenado (Figura 7): assim, aveia+vica (inverno)/milho+caupi (verão) acumulam mais do que aveia(inverno)/milho(verão). Os acúmulos são maiores nos solos com maior resiliência (Argissolo maior do que em Latossolo). Após 22 anos de plantio direto, houve acúmulo de 15,5 t ha^{-1} de C e de 1,41 t ha^{-1}de N, em Latossolo do Estado do Paraná (Sá et al., 2001b); dos quais 82 % do C e 74 % do N foram acumulados na camada de 0–10 cm (Figura 8). Na primeira década de adoção do plantio direto, o acúmulo ocorreu quase exclusivamente na camada até 5 cm de profundidade; já, ao final da segunda década, ocorreu até 20 cm, com predomínio na camada de 0–10 cm (66 %), sendo, desses, 32 % na camada de 0–2,5 cm, 21 % na camada de 2,5–5,0 cm e 13 % na camada de 5–10 cm. O acúmulo ocorreu predominantemente na fração leve (grosseira), mais especificamente na fração < 50 μm, graças aos agregados mais estáveis, pela maior interação entre as partículas (Peixoto, 2000; Sá et al., 2004b).

A taxa de acúmulo de matéria orgânica nas diferentes regiões do Brasil depende, portanto, das culturas componentes (seqüência dos cultivos) de cada rotação, da quantidade e do tipo de palhada formada, do grau de mobilização do solo na semeadura (diferentes semeadoras), do regime climático (temperatura e umidade do solo), do tipo de solo (maior ou menor resiliência) e do manejo da fertilidade (adubação e calagem). Desta forma, não existe um sistema único de culturas de uso generalizado no País, uma vez que os solos, o clima e os sistemas de produção agrícola são muito diferentes. De forma geral, o sistema plantio direto é mais utilizado em culturas produtoras de grãos, para a sustentação econômica do estabelecimento agrícola, e as plantas de cobertura, para a produção de matéria vegetal. Assim, nas estações mais favoráveis, são cultivadas espécies como soja, milho, arroz, trigo, cevada, etc., e, nas estações menos favoráveis, as culturas de cobertura, como aveia forrageira e ervilhaca, no período de inverno no Sul, e milheto, sorgo, braquiária, estilosantes, eleusena (*Eleusine*), etc., no período seco no Cerrado.

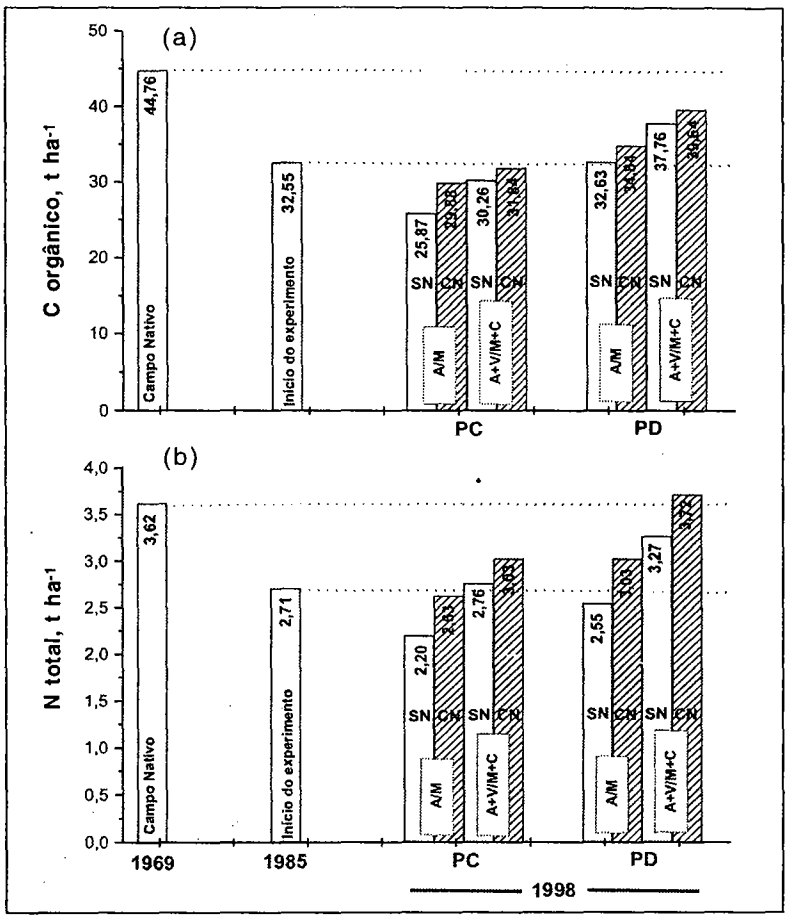


Figura 7. Estoques de carbono (a) e de nitrogênio (b) por sistemas de preparo do solo, sistemas de cultura e adubação nitrogenada em um Argissolo Vermelho (camada de 0–17,5 cm) no RS (PC = preparo convencional; PD = plantio direto; A = aveia; V = vica; M = milho; C = caupi; SN = sem nitrogênio; CN = com nitrogênio.

Fonte: Lovato (2001).

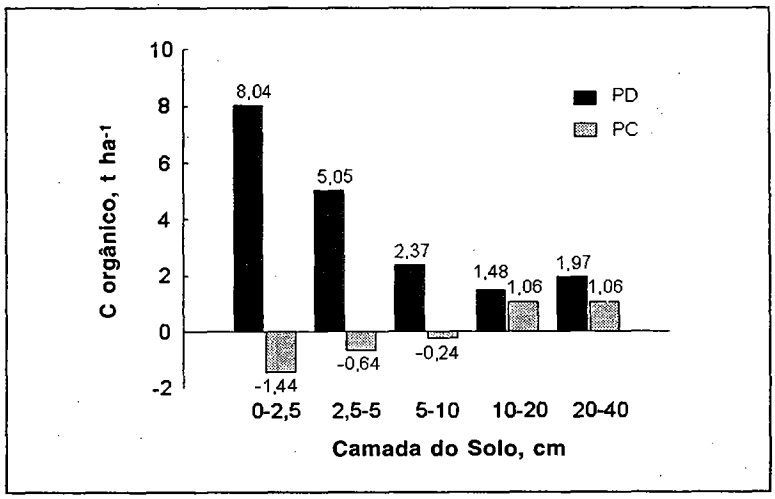


Figura 8. Estoques de carbono em diferentes camadas de um Latossolo Vermelho cultivado por 22 anos no sistema convencional (PC) e no plantio direto (PD) no Paraná (Campo nativo = linha horizontal).

Fonte: Sá et al. (2004b).

Os sistemas de culturas mais utilizados no País são: no Sul, trigo/soja/aveia forrageira/soja/aveia forrageira/milho, no Cerrado; milheto/soja/milho/milheto; soja ou arroz ou milho/braquiária ou estilosantes, no período úmido, e pastagem-gado, no período seco; e nos Trópicos Úmidos, soja ou arroz, no período úmido e safrinha algodão, parte no período úmido e parte no período seco. Esses sistemas possibilitam, segundo Sá et al. (2004b), adicionar de 7 a 16 t ha^{-1} ano^{-1} de palhada, que variam conforme a região ou estado: Passo Fundo (RS), 7–10; Cruz Alta (RS), 8–11; Joaçaba (SC), 7–11; Ponta Grossa (PR), 8–11; Campo Mourão (PR), 10–12; Assis (SP), 9–11; Dourados (MS), 9–11; Balsas (MA), 9–10; Primavera do Leste (MT), 9–11; Rio Verde (GO), 10–13; e Sinop (MT), 12–16 t ha^{-1}. Se, de um lado, a produção de resíduos aumenta na direção Sul – Norte, em virtude da maior radiação solar e temperatura, de outro, há também, pelas mesmas razões, maior decomposição dos resíduos, e o resultado final dependerá do balanço entre esses fatores, considerando, ainda, que os solos da região Sul apresentam, de modo geral, menor resiliência.

Ocorre grande diversidade de sistemas de culturas e de condições edafoclimáticas no Brasil e as informações geradas a partir de experimentos de longa duração são, ainda, incipientes. Os resultados obtidos até o momento (Quadro 9) já fornecem uma boa idéia do seu potencial de seqüestro de C. As taxas variam de 0,51 t ha^{-1} ano^{-1}, em condições de clima temperado úmido, até 2,89 t ha^{-1} ano^{-1}, em condições tropicais. Verifica-se que as taxas de seqüestro de C estão diretamente relacionadas com o potencial de produção de biomassa dos sistemas de culturas utilizados.

Os modelos matemáticos podem ser úteis no estudo da dinâmica da matéria orgânica no solo (veja capítulo VI) . O modelo Century v.4, por exemplo, foi utilizado: (a) por Fernandes (2002), para comparar com os valores de C obtidos experimentalmente com diferentes manejos de solo e sistemas de culturas, e (b) por Debarba (2002), em diferentes cenários e eventos de manejo de solo com vegetação natural de floresta subtropical. As simulações permitiram: (a) verificar que as tendências observadas nos estoques de C dos

Quadro 9. Taxas de seqüestro de carbono no sistema plantio direto em sistemas de culturas para produção de grãos nas condições tropicais e subtropicais do Brasil

Camada de solo	Taxa de acúmulo de C	Latitude	Longitude	Referência
cm	t ha^{-1} ano^{-1}			
0-20	0,51-1,84	12 ° 30 ' S	45 ° 30 ' W	Corazza et al.(1999)
0-20	0,88	25 ° 20 ' S	50 ° 23 ' W	Sá et al. (2001b)
0-40	0,99	25 ° 20 ' S	50 ° 23 ' W	Sá et al. (2001b)
0-20	1,60	20 ° 30 ' S	53 ° 30 ' W	Amado et al. (1999)
0-17,5	1,26	30 ° 50 ' S	51 ° 38 ' W	Bayer et al. (2000)
0-10	1,45	11 ° 40 ' S	55 ° 30 ' W	Seguy & Bouzinac (2002)
0-10	2,89	11 ° 40 ' S	55 ° 30 ' W	Seguy & Bouzinac (2002)

Fonte: Organizada por Sá (2004b), a partir dos autores citados.

experimentos (18 anos) foram magnificadas quando extrapoladas por períodos mais longos, e (b) que o modelo permitiu obter estimativas coerentes nos estoques de C, indicando o seu grande potencial de uso para a estimativa dos efeitos do manejo do solo e de culturas.

Acúmulo de Matéria Orgânica e Transformações no Sistema Solo

A dinâmica da matéria orgânica no solo com o tempo de adoção do sistema plantio direto, com ênfase no rearranjo das partículas e microagregados em macroagregados em nova formação estrutural, foi caracterizada por Sá (2004) (Figura 9). Nesta, nos primeiros cinco anos de adoção (fase inicial), apesar de apresentar baixo teor de matéria orgânica, baixo acúmulo de palhada e alta exigência de N (imobilização >> mineralização), são observados o início do reestabelecimento da biomassa microbiana e o rearranjo da estrutura. No período de 5–10 anos (fase de transição), inicia-se o acúmulo de palhada na superfície e de C e P orgânicos no solo, a imobilização de N aproxima-se da mineralização (I ≥ M) e ocorre o processo de reagregação das partículas de solo. No período seguinte, de 10–20 anos (fase de consolidação), continua o acúmulo de palhada e de matéria orgânica do solo, com respectivo aumento da CTC e de retenção de água, com a mineralização de N superando a imobilização (I < M) e elevada ciclagem de nutrientes. Após 20 anos no sistema (fase de manutenção), há um elevado acúmulo de palhada, um fluxo contínuo de C e de N, maior ciclagem de nutrientes, menor exigência de N e de P e maior retenção de água.

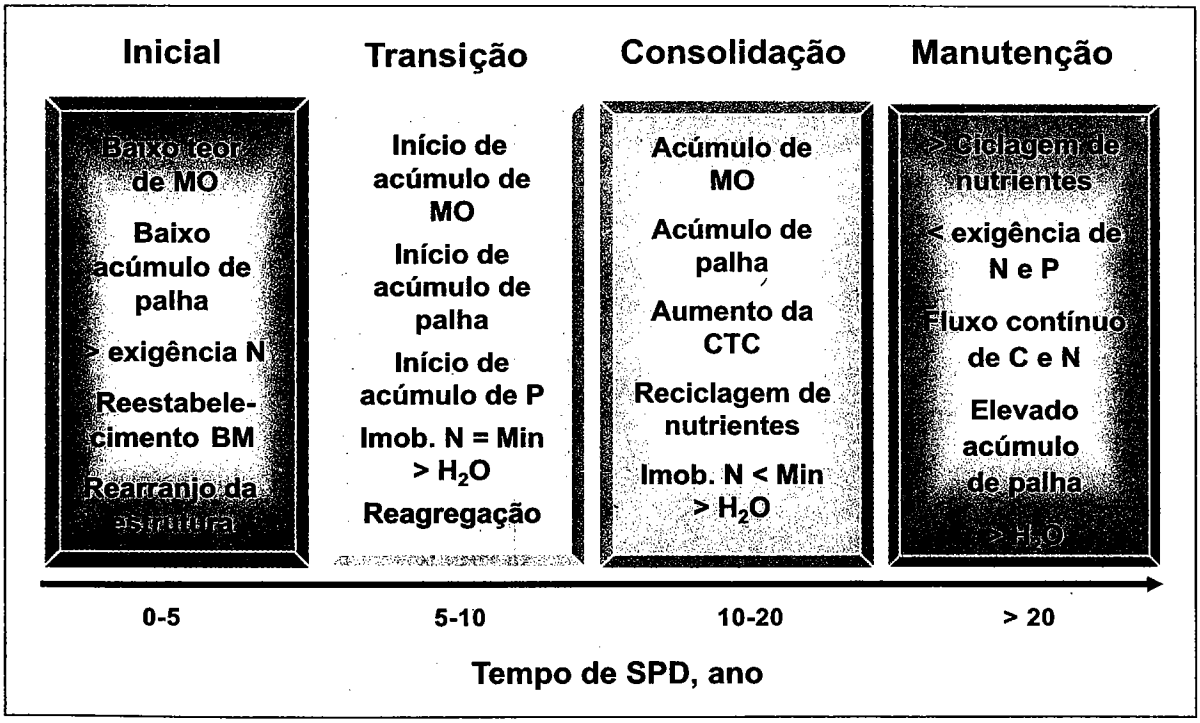


Figura 9. Fases de evolução do sistema solo com o tempo de cultivo em plantio direto.
Fonte: Sá (2004).

Avaliações após 14 anos de cultivo de um Latossolo Vermelho do Paraná em plantio direto (Sá et al., 2001a, b) mostraram um acúmulo de 0,99 t ha^{-1} ano^{-1} de C, resultando em um ganho anual na $CTC_{pH\,7,0}$ de 0,34 $cmol_c$ dm^{-3} e uma redução na adsorção de P de 4,9 mg dm^{-3}. O aumento na $CTC_{pH\,7,0}$, após 15 anos de plantio direto em Argissolo Vermelho do RS, foi de 1,26 $cmol_c$ dm^{-3} (12,7 %), na camada de 0–10 cm, e de 1,13 $cmol_c$ dm^{-3} (11,5 %), na camada de 10–20 cm (Pillon, 2000). Conforme Sá et al. (2001b), o ganho de 1 g dm^{-3} de carbono (≈ 2 t ha^{-1}) resulta em aumento de 0,32 $cmol_c$ dm^{-3} na $CTC_{pH\,7,0}$ e 3 a 5 mm no armazenamento de água no solo.

A dinâmica do acúmulo e os efeitos da matéria orgânica em solos de regiões tropicais e subtropicais brasileiras em plantio direto foram representados esquematicamente por Mielniczuk et al. (2003) com a inclusão dos principais processos que ocorrem no sistema solo-planta. Nessa abordagem (Figura 10), o solo é considerado como o resultado de uma rede de relações complexas entre os subsistemas mineral, vegetal e microbiano. Nos solos dessas regiões, predominam, no subsistema mineral, os argilominerais do tipo 1:1, os óxidos e hidróxidos de Fe e de Al e o quartzo. A caulinita e os óxidos hidróxidos apresentam carga variável, conferindo aos últimos alta reatividade ao solo. As plantas transformam energia luminosa em energia química e adicionam ao solo a energia e a matéria necessária ao funcionamento do sistema. Pelo processo da fotossíntese, captam

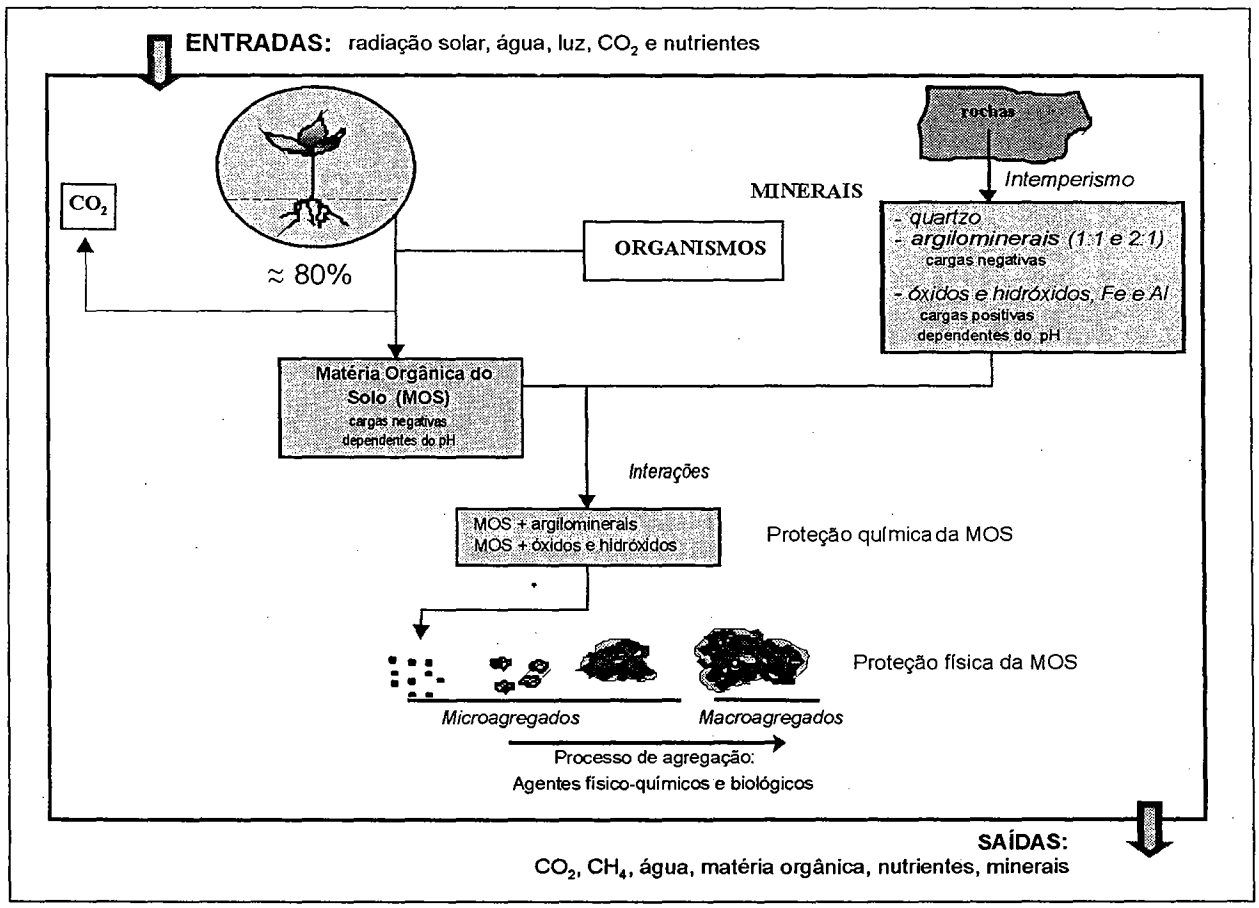


Figura 10. Representação esquemática do sistema solo, seus subsistemas e interação entre eles.
Fonte: Mielniczuk et al. (2003).

energia solar e CO_2 atmosférico e absorvem água e nutrientes do solo para a produção do tecido vegetal, com liberação contínua de exsudados durante o seu ciclo. Ao final, os resíduos das raízes e da palhada são decompostos por microrganismos. Na decomposição, compostos orgânicos são produzidos (subprodutos), caracterizando o processo de transformação de energia e de matéria de uma forma para outra (fluxo de compostos orgânicos). Desse modo, os componentes do solo interagem e se auto-organizam em estados de ordem, seguindo uma hierarquia de complexidade.

Nessa interpretação (Figura 10), o processo de organização é iniciado com a interação entre a matéria mineral com os produtos orgânicos da decomposição vegetal, formando agregados de tamanho na ordem de nm, e prossegue com nova interação desses agregados com compostos orgânicos, resultando na formação de agregados maiores e de estruturas mais complexas, que podem atingir um tamanho de 0,25 mm, definidos como microagregados. Durante o processo, ocorre retenção de matéria orgânica do solo, graças à proteção física (incorporada dentro dos microagregados) e química (interação com minerais e com cátions polivalentes). A formação de agregados maiores do que 0,25 mm (macroagregados) é resultado da ação mecânica de raízes finas e hifas de fungos, principalmente micorrízicos, formando estruturas maiores (Figura 10), mais complexas e diversificadas.

O processo de organização do solo pode, assim, ser resultado do fluxo de energia e de matéria que passa por ele. Sendo um sistema aberto (Addiscot, 1995), no qual o fluxo de matéria e de energia conduz a diferentes níveis de ordem (Prigogine, 1996), o solo pode-se organizar em níveis de ordem sucessivamente mais elevados. Nessa situação, pode chegar à formação de estruturas grandes, complexas e diversificadas (macroagregados), com alta quantidade de energia e matéria orgânica retida na forma de compostos orgânicos (nível de ordem mais elevado).

Nos diferentes estados de organização, surgem propriedades emergentes. Em nível elevado, caracterizado pela presença de estruturas mais complexas (macroagregados) e pela grande quantidade de matéria orgânica retida, as propriedades emergentes destacam-se por apresentarem: (a) resistência às erosões (hídrica e eólica); (b) aumento no estoque e ciclagem de nutrientes; (c) adsorção e complexação de compostos orgânicos e inorgânicos; (d) ativação do crescimento dos organismos do solo; (e) seqüestro de C; (f) aumento na diversidade microbiana, e (g) menor resiliência.

Decomposição de Resíduos de Culturas no Solo e Adubação Nitrogenada

As taxas de acúmulo líquido de C e de N são variáveis no sistema plantio direto (Quadro 9), de acordo com as taxas diferenciadas de acúmulo (k_1) e de decomposição (k_2) da matéria orgânica (Equação 1). Mesmo quando o incremento no teor de matéria orgânica for baixo ou nulo, o sistema pode ser considerado mais como uma possibilidade de aumento de produtividade, pela melhoria na qualidade do solo e suas conseqüências na eficiência do uso de adubos e de corretivos, do que propriamente em reduções significativas nas quantidades de N a serem aplicadas, em comparação com sistemas com revolvimento

de solo (Ceretta & Silveira, 2002). Liberação apreciável de N, conforme visto anteriormente, só ocorre após muitos anos sob plantio direto (Figura 9). O suprimento de nutrientes pela matéria orgânica e as relações fonte-dreno são discutidos no capítulo VI.

Os processos de decomposição dos resíduos vegetais e de mineralização/imobilização de N ocorrem simultaneamente e resultam da ação dos microrganismos heterotróficos (quimiorganotróficos). A taxa de mineralização, conforme visto no Capítulo VI, depende da qualidade dos resíduos (relação C:N), da quantidade e atividade das enzimas produzidas pela biota do solo, do grau de trituração e incorporação dos resíduos ao solo e do pH, mineralogia e umidade do solo. Como no sistema plantio direto os resíduos não são incorporados ao solo, a cobertura morta é formada por diferentes resíduos vegetais em várias fases de decomposição e contém grande quantidade de N imobilizado, constituindo importante reservatório desse nutriente para as culturas.

Durante a decomposição dos resíduos, os compostos com N passam por transformações e a disponibilidade de N para as culturas é determinada pelo balanço líquido entre os processos de mineralização, imobilização, nitrificação, lixiviação, volatilização e desnitrificação (veja capítulos VI e VII). Os efeitos das altas relações C:N tendem a ser mais pronunciadas nos primeiros anos de adoção do sistema plantio direto e serão ainda maiores se o solo for bastante degradado (Sá, 1999). Conseqüentemente, a demanda de N pela biomassa microbiana do solo e pelas culturas é elevada, notadamente nas fases iniciais de desenvolvimento da cultura. Com o passar do tempo de adoção do sistema, ocorre um aumento no teor de matéria orgânica e na liberação de N (Figura 9). Observa-se, portanto, uma maior resposta de gramíneas (milho e trigo) às aplicações de N no sulco de semeadura, por melhor suprir a carência desse nutriente na fase inicial de crescimento (Sá, 1999).

Assim, para o estabelecimento de recomendações de adubação nitrogenada (doses e formas de aplicação) no sistema plantio direto, deve-se, inicialmente, estabelecer um sistema de culturas que adicione altas quantidades de resíduos e seja economicamente viável. Como a composição desses sistemas de culturas varia nas diferentes regiões do País, pelas diferentes condições de solo e de clima, há necessidade de informações regionais sobre a contribuição dos sistemas de cultura e sobre as respectivas taxas de decomposição. Atualmente, essa informação é mais disponível na região Sul do País (Quadro 10), com a sucessão trigo/soja/aveia forrageira (preta)/soja/aveia forrageira/milho, e a possibilidade de uso de leguminosas (ervilhaca e tremoço, principalmente) em substituição à aveia forrageira ou a utilização de consórcios dessas leguminosas com aveia forrageira.

Nos resultados dos trabalhos realizados nos Campos Gerais do Estado do Paraná, há indicações (Sá, 1999) de que: (a) a contribuição média da leguminosa da cultura anterior no rendimento de grãos de milho nos tratamentos sem adição de N foi de 1,0 t ha^{-1} no período de cinco anos; (b) a utilização de uma leguminosa, em vez da aveia forrageira, antecedendo o milho, proporciona redução de 40 a 60 % na dose de N por aplicar; e (c) na rotação aveia forrageira/milho, há maior eficiência do N aplicado na semeadura do milho em relação à aplicação em cobertura, no estádio V6.

Quadro 10. Rendimento de matéria seca, quantidade de nitrogênio acumulado e relação C/N de resíduos de plantas de cobertura e de culturas comerciais na superfície de dois Argissolos em plantio direto no Estado do Rio Grande do Sul

Sistema de cultura	Matéria seca	Nitrogênio acumulado	Relação C/N
	t ha^{-1}	kg ha^{-1}	
		Argissolo Vermelho-Amarelo	
ıoço-azul/milho	7,38 a[1]	84 a	35
haca comum/milho	6,40 ab	87 a	30
ha forrageira/milho	5,64 ab	55 b	41
io/milho	5,41 ab	52 b	43
a preta/milho	4,30 b	40 b	
		Argissolo Vermelho	
ab + milho	13,68 a[2]	209 a	26 bc
a + ervilhaca/milho + caupi	8,77 abc	114 bc	30 b
a + ervilhaca/milho	8,64 abc	108 bc	31 b
a/milho	7,68 bc	61 c	50 a
haca + gorga/milho	5,86 bc	105 bc	20 c
io/milho	3,4 3 c	47 c	25 bc

[1] Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Duncan a 5 %. [2] Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste Tukey a 5 %.
Fonte: Elaborada por Oliveira et al. (2002) a partir dos dados de diferentes autores.

No Rio Grande do Sul, a recuperação do N por ervilha forrageira, chícaro, ervilhaca comum e tremoço azul foi na ordem de 33, 34, 38 e 45 %, respectivamente, e de 41 % para o N mineral aplicado como uréia (Aita et al., 2000). Na tradicional sucessão soja/trigo, a contribuição da soja para o trigo varia de 17 a 59 kg ha^{-1} de N (Wiethölter, 1996). Com base nesses e em outros resultados (Da Ros & Aita, 1996; Bayer & Mielniczuk., 1997b; Amado & Mielnickzuk, 1999, 2000; Santi et al. 2000; Ceretta et al., 2002; dentre outros) foram estabelecidas, pela CQFS RS/SC (2004), recomendações de adubação nitrogenada para as culturas produtoras de grãos, que consideram, além do teor de matéria orgânica, a contribuição da cultura precedente.

Aplicação Antecipada de Nitrogênio

A alternativa de antecipar a aplicação de N, em pré-semeadura, justifica-se pelas vantagens operacionais, como maior flexibilidade na execução da semeadura e racionalização do uso de máquinas e de mão-de-obra; esta prática está fundamentada no melhor conhecimento da dinâmica do N no solo em sistemas de culturas sob plantio direto (Sá, 1999) e na eficiência dos adubos nitrogenados (Lopes et al., 2004). A vantagem em antecipar a aplicação de N, no manejo da aveia e, ou, na semeadura do milho, deve-se à necessidade desse nutriente pela biomassa microbiana no solo, durante a decomposição de resíduos com elevada relação C:N, como aveia forrageira, competindo com o milho (Figura 10).

O trabalho inicial, relativo à antecipação da aplicação desse nutriente, foi efetuado no Paraná (Sá, 1999), com tratamentos de doses e épocas de aplicação de N na sucessão aveia forrageira (inverno) e milho (verão), por cinco anos, em três locais na região dos Campos Gerais no Estado do Paraná (Quadro 11). Em outros trabalhos, foram também obtidos resultados favoráveis pela antecipação da aplicação de N, com a maior parte dele aplicado no manejo da aveia e o restante, na semeadura do milho (Quadro 11). Esta prática, segundo o autor, apresenta melhor ajuste entre a demanda desse nutriente e a disponibilidade de nitrato no solo, quando parte do N é aplicada no manejo mecânico da aveia preta e parte na semeadura do milho (Figura 11). Espera-se que a aplicação de N no manejo da aveia aumente a oferta de N mineral no solo e que este seja utilizado pela biomassa microbiana, ocorrendo a mineralização contínua desse nutriente no solo, sincronizada com a sua demanda pelo milho.

Os obtidos no Paraná não podem, entretanto, ser generalizados para outras regiões do País, como demonstram a maioria dos experimentos (Quadro 11), em que são observados melhores resultados com a aplicação do N na forma tradicional, ou seja, a aplicação de uma parte menor na semeadura e o restante em cobertura. As diferenças observadas entre os vários locais dependem de outros fatores, como: (a) rendimento da cultura; (b) elevada precipitação pluviométrica no período de instalação da lavoura e desenvolvimento inicial do milho, conforme ocorrido nos trabalhos de Basso et al. (1998) e de Ceretta et al. (2002) (Quadro 11), em que a antecipação da adubação nitrogenada resulta em queda acentuada no rendimento, por lixiviação de nitrato; e (c) resposta do milho relacionada com o estoque de C e de N, que depende do tipo de solo e do sistema de culturas, bem como do tempo de cultivo no sistema plantio direto (Basso & Ceretta, 2000; Wiethölter & Pöttker, 2000). Como não se sabe com exatidão da ocorrência futura de

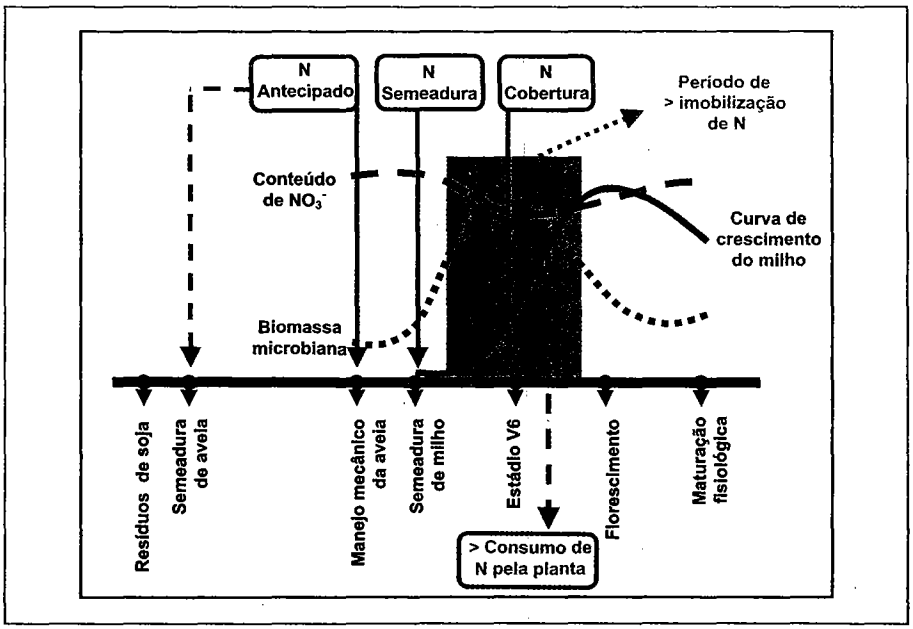


Figura 11. Representação hipotética do efeito da aplicação antecipada de nitrogênio em pré-semeadura do milho e alterações no conteúdo de nitrato e de biomassa microbiana do solo no sistema plantio direto.

Fonte: Sá (1999).

excesso de chuva, a adubação nitrogenada é indicada para ser realizada em cobertura (Fontoura, 2005) preferencialmente à sua antecipação.

Perdas de Nitrogênio

Há uma preocupação, no meio técnico, pelo potencial de perdas de N, por volatilização de amônia, resultante da aplicação superficial de uréia, especialmente no sistema plantio direto. Trabalhos, como os de Cabezas et al. (1997), apontam perdas desse nutriente (medidas em coletores de amônia), em até 80 % nesse sistema, muito superior aos 30 % que ocorrem no sistema convencional. No entanto, mesmo perdas dessa magnitude não têm afetado o rendimento das culturas no sistema plantio direto. Isto indica que essas perdas estão sendo superdimensionadas e que os solos têm alta capacidade de suprimento desse nutriente. Dessa forma, esse dado, por si, não deve ser utilizado como indicativo da eficiência da adubação nitrogenada e do seu conseqüente efeito sobre o rendimento das culturas no campo (Lopes et al., 2004).

Perdas por volatilização de amônia, decorrentes da aplicação superficial de uréia, são favorecidas em solos com pH elevado e baixa CTC e em condições de baixa umidade e alta temperatura. Assim, as perdas médias de N na cultura do trigo em área de resteva de milho em plantio direto na região do Planalto Riograndense não têm sido superiores a 5 % (Lopes et al., 2004). A incorporação da uréia ao solo, ou sua aplicação superficial em condições favoráveis de solo e de ambiente, resulta em uma redução drástica das perdas de N, chegando a valores quase nulos.

Estratégias da Adubação Nitrogenada

Há dificuldades em estabelecer recomendações gerais de adubação nitrogenada, pela complexidade dos vários fatores que interagem na dinâmica do N no solo e do insuficiente suporte de pesquisa, mesmo nas regiões de plantio direto mais consolidado. Lopes et al. (2004) indicam a necessidade de seguir alguns princípios para que as mesmas sejam feitas de modo mais eficiente possível e com o mínimo de possibilidade de gerar problemas ambientais pelo uso excessivo desse insumo. Mesmo com o risco de representar uma simplificação exagerada de um tema tão complexo, os autores apresentam as seguintes orientações: (a) durante a fase de implementação do sistema (até cinco anos), as doses de N devem ser aumentadas em relação às aplicadas no sistema convencional e aplicadas no sulco de semeadura; (b) nessa fase, é também importante conhecer a rotação e a seqüência de culturas; na presença de sistemas que acrescentam grande quantidade de resíduo com relação C:N elevada (≥ 30:1), aumentar a dose de N na base em 30 a 50 kg ha^{-1}; (c) a introdução de leguminosas ou plantas recicladoras de N, como o nabo forrageiro, antecedendo o milho no sistema plantio direto, pode reduzir a aplicação de N na ordem de 50 %; (d) no caso do sistema plantio direto consolidado, a aplicação de N para a cultura de cobertura, mesmo com alta relação C:N, pode ser diminuída, em relação à fase anterior; e (e) para diminuir as perdas por volatilização, principalmente no uso de uréia, seja nas aplicações antecipadas no manejo da cultura de cobertura, seja na semeadura ou ambas em cobertura da cultura de interesse econômico, efetuar as aplicações preferencialmente em sulco, a uma profundidade de 5–7 cm de solo.

Quadro 11. Resumo de resultados de experimentos realizados em diferentes regiões do Brasil, comparando o manejo da adubação nitrogenada na cultura do milho em plantio direto

Local e textura do solo	Dose de N (total e parcelas)	Rendimento de grãos			Autores
		Antecipado e, ou, semeadura	Semeadura ou cobertura	Testemunha	
	kg ha^{-1}	t ha^{-1}			
Fundação ABC (PR)	120 (A90) (S30)	8,38 a[1]	-	5,77 b	Sá (1999)
Argilosa	120 (S30) (C90)	-	8,26 a		
Ribeirão Preto (SP)	120 (A80) (S40)	8,05 a	-	-	Lera et al.
Argilosa	120 (S40) (C80)	-	7,52 a		(2000)
S. Maria 1996/97 (RS)	120 (A90) (S30)	7,23 ab	-	5,62 d	Basso et al.
Arenosa	90 (S30) (C60)	-	6,80 c		(1998)
S. Maria 1997/98 (RS)	120 (A90) (S30)	3,65 d	-	2,82 e	Basso et al.
Arenosa	90 (S30) (C90)	-	5,79 a		(1998)
Selvíria (MS)	120 (S120)	5,52 b	-	3,44 c	Silva &
Argilosa	120 (S60) (C60)	-	7,09 a		Buzetti (2000)
Arapoti (PR)	120 (A80) (S40)	5,94 ab	-	4,35 b	Tessaro et al.
Arenosa	120 (S40) (C80)	-	5,66 ab		(2000)
Selvíria (MS)	120 (S120)	2,11 b	-	-	Kuramoto et al.
Argilosa	120 (S10) (C110)	-	7,44 a		(2000)
Santa Maria (RS)	90 (A60) (S30)	3,55 d	-	3,11 e	Ceretta et al.
Arenosa	90 (S30) (C60)	-	6,27 abc		(2002)
Selvíria (MS)	100 (S100)	7,72 a	-	5,81 b	Fernandes et al.
Argilosa	100 (S40) (C60)	-	7,60 a		(2002)
Lages 2000/01 (SC)	100 (S100)	9,52 c	-	7,48 d	Sangoi et al.
Argilosa	100 (S40) (C60)	-	11,20 ab		(2002)
Lages 2001/02 (SC)	100 (S100)	8,56 b	-	6,04 c	Sangoi et al.
Argilosa	100 (S40) (C60)	-	8,82 ab		(2002)
P. Fundo 1977/02 (RS)	100 (A70) (S30)	7,79 b	-	5,89 c	Pöttker &
Argilosa	(S30) (C70)	-	8,23 a		Wiethölter (2002)
	100 (S100)	7,83 b			

[1] As letras A, S e C, nas colunas, representam, respectivamente, as doses de N aplicadas de forma antecipada, na semeadura e em cobertura no milho.
Fonte: Complementado de Lopes et al. (2004), com os resultados dos autores citados.

As recomendações de adubação nitrogenada enquadram-se no conceito de adubação de manutenção ou de cultura e são estabelecidas com base nas curvas de resposta das culturas em diferentes ambientes edafoclimáticos. Somente nos Estados do RS e de SC são indicadas recomendações com base no teor de matéria orgânica, utilizado como índice de disponibilidade de N. Nesses dois Estados, está sendo também recomendada a adubação com esse nutriente no sistema plantio direto conforme a cultura antecedente. As recomendações para culturas produtoras de grãos de inverno (trigo, aveia, centeio e cevada) foram obtidas com base em modelos funcionais de 32 experimentos, considerando o rendimento de grãos de acordo com tais fatores (Wiethölter et al., 1999; Wiethölter, 2002) (Quadro 12).

As recomendações de adubação nitrogenada para os Estados do RS e de SC consideram as três faixas de teores de matéria orgânica (0–2,5; 2,6–5,0 e > 5,0 %) e a cultura antecedente (gramínea e ou leguminosa) para diferentes expectativas de produtividade (CQFS RS/SC, 2004). Para a cultura do milho, além dessas variáveis, é também considerada a produtividade das culturas antecedentes (Quadro 13).

Quadro 12. Dose de nitrogênio a aplicar na cultura de trigo no sistema plantio direto de acordo com a cultura precedente e o teor de matéria orgânica do solo

Teor de matéria orgânica do solo	Cultura precedente	
	Soja	Milho
%	kg ha^{-1} de N	
≤ 2,5	80	60
2,6-3,5	60	40
3,6-4,5	40	60
4,6-5,5	40	40
> 5,5	< 40	< 40

Fonte: Wiethölter et al. (1999).

Quadro 13. Recomendação da adubação nitrogenada (base + cobertura) para a cultura do milho[1], considerando o teor de matéria orgânica e a expectativa de sua produtividade da cultura antecedente para o RS e SC

Teor de matéria orgânica do solo	Cultura antecedente[2]		
	Leguminosa	Consorciação ou pousio	Gramínea
%	kg ha^{-1} de N		
≤ 2,5	70	80	90
2,6-5,0	50	60	70
> 5,0	≤ 30	≤ 40	≤ 50

[1] Para expectativa de rendimento maior do que 4 t ha^{-1}, acrescentar, aos valores do quadro, 15 kg ha^{-1} de N, por tonelada adicional de grãos a serem produzidos. [2] As quantidades indicadas são para uma estimativa de produção de massa seca. Em outros casos, pode-se alterar a dose em até 20 kg ha^{-1}: para mais, se a semeadura do milho for após alto rendimento de gramíneas e para menos, se a semeadura for após leguminosa ou consorciação: gramínea e consorciação: baixa < 2 t ha^{-1}; média = 2 a 4 t ha^{-1}; alta > 4 t ha^{-1}; leguminosa: baixa < 2 t ha^{-1}; média = 2 a 3 t ha^{-1}; alta > 3 t ha^{-1}.

Fonte: (CQFS RS/SC, 2004).

RECOMENDAÇÕES DE ADUBAÇÃO COM OUTROS NUTRIENTES

As recomendações de adubação no sistema plantio direto são determinadas pelas alterações na distribuição e na dinâmica dos nutrientes ao longo do perfil do solo com o tempo de cultivo, que são diferentes em relação ao sistema convencional de cultivo. A dinâmica e a evolução da acidez e dos teores, de matéria orgânica e de N com o tempo de cultivo no sistema plantio direto, as respostas das culturas e as respectivas formas de manejo da fertilidade do solo foram discutidas anteriormente.

Adubação Fosfatada e Potássica

Dinâmica e Disponibilidade de Fósforo

O acúmulo de P a partir da superfície do solo, decorrente da aplicação dos adubos fosfatados na camada superficial, do não-revolvimento do solo e da deposição dos resíduos das culturas na superfície, evolui no perfil do solo com o tempo de cultivo no sistema plantio direto (Figura 2c). A intensidade desse processo é determinada pelo tipo de solo (gênese, textura e mineralogia), pelo seu manejo (convencional, cultivo mínimo e plantio direto) e pelo sistema de cultura (rotação e, ou, sucessão).

O P, proveniente da adição de adubos fosfatados, distribui-se de acordo com as formas preexistentes no solo, de diferentes labilidades (lábil, moderadamente lábil e pouco lábil), com predomínio nos compartimentos, geológico (inorgânico) ou biológico (orgânico), conforme a natureza de cada solo. Nos trabalhos de fracionamento de P em solos do Sul do Brasil, a fração orgânica variou de 19 a 89 %, dependendo da camada considerada (Quadros 14 e 15), com predomínio da fração geológica, especialmente nos solos mais reativos. Ambas as frações, inorgânica e orgânica, decrescem em profundidade no solo (Quadro 14); o aumento relativo da fração orgânica (P orgânico/P total), quando verificado, resulta, geralmente, de um decréscimo da fração inorgânica em maior proporção em relação ao da fração orgânica.

Na comparação com o sistema convencional de cultivo, tanto o teor total como a fração orgânica de P são mais elevados no sistema plantio direto (Quadro 15). Esse aumento é determinado pela quantidade e composição dos resíduos remanescentes e depende das características químicas e mineralógicas do solo. Assim, os incrementos da fração orgânica de P, que foram detectados no solo menos reativo (Argissolo), não foram observados nos solos com a menor resiliência (Latossolos argilosos e bastante intemperizados), mesmo com alta adição de resíduo (Quadro 15).

O maior teor de P do solo em plantio direto pode ser devido à adição desse nutriente nas camadas superficiais, ao efeito de concentração, às reações de adsorção e à sua reciclagem pela mineralização dos resíduos (Sá, 1999, 2004). O não-revolvimento do solo reduz o contato entre os colóides do solo e o íon fosfato, diminuindo as reações de adsorção. A mineralização lenta e gradual dos resíduos orgânicos proporciona a liberação

Quadro 14. Teores e formas de fósforo em diferentes solos e profundidades em plantio direto no Sul do Brasil

Solo/textura	Camada	Forma de fósforo			Relação Po/Pt
		Total	Inorgânico	Orgânico	
	cm	mg kg^{-1}			
			Sá (1999)		
Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico argiloso	0- 2,5	311	92	219	0,70
	2,5- 5,0	251	77	174	0,89
	5,0-10,0	271	84	187	0,89
	10,0-20,0	210	62	148	0,70
			Vione et al. (1996)		
Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico arenoso	0- 5,0	141	77	64	0,45
	5,0-10,0	137	72	65	0,47
	10,0-20,0	109	36	73	0,67
	20,0-40,0	76	9	67	0,88
			Vione et al. (1997)		
Cambissolo Húmico alumínico argiloso	0- 2,5	948	730	218	0,27
	2,5- 7,5	700	509	191	0,32
	7,5-12,5	544	368	176	0,32
	12,5-17,5	436	264	172	0,39
			Rheinheimer & Anghinoni (2003)		
Latossolo Vermelho distrófico argiloso	0- 2,5	926	708	218	0,24
	2,5- 7,5	837	607	170	0,20
	7,5-17,5	688	550	138	0,20
Latossolo Vermelho distroférrico muito argiloso	0- 2,5	863	588	275	0,32
	2,5- 7,5	770	567	203	0,26
	7,5-17,5	616	446	170	0,28

e a redistribuição das formas orgânicas de P, mais móveis no solo e menos susceptíveis às reações de adsorção. A descida de P no perfil do solo, com o tempo de cultivo (Figura 2c), tem sido atribuída à decomposição dos resíduos orgânicos depositados na superfície, à decomposição das raízes no solo e à deposição do adubo a maiores profundidades por alguns tipos de semeadoras adubadoras. Os ácidos orgânicos diminuem a sorção de P pelo solo, aumentando a sua concentração na solução, enquanto os compostos orgânicos de P, por serem mais solúveis e móveis no solo, deslocam-se às camadas inferiores do solo, independentemente do modo de aplicação do adubo (Quadro 16).

Independentemente do tipo de solo, método de preparo, rotação de culturas ou da camada de solo analisada, as formas moderadamente lábeis (extraídas com HCl 0,1 mol L^{-1}) são a maior fonte disponível de P no solo (Selles et al., 1997; Rheinheimer & Anghinoni, 2001; Rheinheimer et al., 2002). Em ambos os compartimentos, inorgânico e orgânico, há uma dominância dessas formas, seguidas das formas lábeis (extraídas com resina e

Quadro 15. Teores e formas de fósforo em diferentes solos e manejos no Sul do Brasil

Solo/textura	Manejo do solo e de cultura	Forma de fósforo			Relação Po/Pt
		Total	Inorgânico	Orgânico	
		mg kg^{-1}			
		Selles et al. (1997)			
Latossolo Vermelho distrófico argiloso	Plantio direto[1]	218	171	47	0,22
	Convencional[1]	193	157	36	0,19
		Rheinheimer & Anghinoni (2003)			
Latossolo Vermelho distroférrico típico, muito argiloso	Plantio direto[2]	863	588	275	0,22
	Convencional[2]	762	501	261	0,31
	Aveia preta/milho[2]	833	618	265	0,31
	Trigo/soja[2]	877	614	263	0,31
	Rotação[2]	781	531	250	0,32
Latossolo Vermelho distrofico típico, argiloso	Plantio direto[3]	926	708	218	0,23
	Convencional[3]	700	514	186	0,27
	Após sorgo[3]	629	412	217	0,34
	Após soja[3]	651	423	228	0,35
Argissolo Vermelho distrófico típico, franco arenoso	Plantio direto[4]	444	275	169	0,38
	Convencional[4]	342	264	78	0,23
	Aveia preta/milho[5]	462	365	97	0,21
	Aveia+ervilhaca/milho + feijão miudo[5]	433	309	124	0,29
	Guandu/milho[5]	473	331	142	0,30

[1] Passo Fundo sete anos. [2] Santo Angelo – 18 anos. [3] Passo Fundo – 14 anos. [4] Eldorado do Sul – 12 anos. [5] Eldorado do Sul – 14 anos.

Quadro 16. Distribuição de fósforo disponível (Mehlich-1) no perfil do solo no período de enchimento de grãos de milho, considerando o modo de adubação o preparo do solo e o tempo de cultivo

Preparo do solo	Modo de adubação	Profundidade (cm)				
		0-5	5-10	10-15	15-25	25 - 35
		mg kg^{-1}				
		Safra 1989/90				
Convencional	Lanço	18	8	5	1	1
	Linha	20	16	5	2	1
Plantio direto	Lanço	17	6	3	1	1
	Linha	36	16	4	2	1
Média		23	12	4	2	1
		Safra 1999/00				
Convencional	Lanço	20	13	15	5	2
	Linha	15	11	8	3	1
Plantio direto	Lanço	18	6	3	1	1
	Linha	28	13	11	11	3
Média		20	11	9	5	2

Fonte: Anghinoni et al. (2002).

$NaHCO_3$), que aumentam bastante à medida que se adiciona mais P ao solo (Conte et al., 2003). Da mesma forma, em qualquer condição (tipo, preparo e camada de solo e sucessão de cultura), dentre as formas inorgânicas, o ortofosfato é encontrado em maior quantidade e, dentre as orgânicas, o P diester é o mais importante (Rheinheimer et al., 2002). Além desses, o P contido na biomassa microbiana, especialmente na camada superficial e após uma adição recente de P, pode ser uma fonte importante desse nutriente às plantas (Balota et al., 1998; Carneiro et al., 1999; Vargas & Scholles, 2000; Conte et al., 2002). O fluxo anual de P pela biomassa microbiana pode chegar a 22 mg dm^{-3} ano^{-1}, em solo de textura média e alta adição de resíduos (Rheinheimer et al., 2000b).

A maior disponibilidade de P no sistema plantio direto tem sido detectada pelos diferentes métodos de avaliação da disponibilidade de P: Mehlich-1, Mehlich-3 e resina de troca aniônica (Resina). Embora tenha sido atribuída ao método da Resina a extração das frações orgânicas lábeis de P (Sá, 1999, 2004), esses métodos pouco têm-se diferenciado entre si e fornecem uma boa estimativa da disponibilidade desse nutriente no sistema plantio direto (Gatibone, 2003; Schlindwein, 2003). Foi verificado também (Quadro 17) que, no sistema plantio direto consolidado, as correlações dos valores de análise do solo pelos métodos Mehlich-1 e Resina, com um conjunto de dados de planta (teor de P na folha-índice, na matéria seca e nos grãos e no rendimento de milho), foram superiores para a camada de 0–10 cm do que para a de 0–20 (e 10–20) cm, o que indica ser essa camada (0–10 cm) mais adequada para representar o estado de disponibilidade de P nesse sistema.

A utilização, no RS/SC desde 1997, dos teores críticos do sistema convencional (com amostragem do solo na camada de 0–20 cm), no sistema plantio direto consolidado (com amostragem de 0 a 10 cm), foi recomendada pela necessidade de atender à demanda existente na época, uma vez que os rendimentos das culturas eram similares nos dois sistemas (convencional e plantio direto), para as mesmas quantidades de adubos aplicadas (Petrere et al., 1996).

Quadro 17. Coeficientes de correlação linear simples (r) entre o fósforo extraído pelos métodos de Mehlich-1 e de resina de troca aniônica (Resina) em diferentes camadas de um Latossolo Vermelho argiloso em plantio direto e determinações em plantas de milho

Determinação	Mehlich-1		Resina	
	0–20 cm	0–10 cm	0–20 cm	0–10 cm
P na folha índice (dag kg^{-1})	0,94	0,98	0,81	0,96
P na massa seca (dag kg^{-1})	0,90	0,87	0,77	0,98
P no grãos (dag kg^{-1})	0,88	0,84	0,83	0,91
P absorvido (mg $planta^{-1}$)	0,68	0,75	0,95	0,94
P no grãos (mg $planta^{-1}$)	0,67	0,64	0,44	0,76
Rendimento grãos (t ha^{-1})	0,45	0,54	0,52	0,75
Média	0,75	0,77	0,72	0,88

Fonte: Sá (1999).

De maneira geral, a resposta das culturas à adição de P tem sido relativamente pequena e em doses baixas desse nutriente (Quadro 18). Isso, provavelmente, pode ser devido ao rápido atingimento do teor crítico das culturas, à ineficiência do método Mehlich-1 em detectar a disponibilidade das formas orgânicas de P no solo e à dificuldade de interpretação do nível de resposta a esse nutriente em uma rotação ou seqüência de culturas (Sá, 1999, 2004). No entendimento desse autor, ocorre, nesse sistema, uma série de transformações nas frações (orgânica e inorgânica), de ordem biológica e química, que reduzem sensivelmente a adsorção. Neste caso, a disponibilidade de P seria mais elevada, possibilitando maior aproveitamento desse nutriente pelas plantas. As vantagens do sistema plantio direto em relação ao convencional quanto à disponibilidade desse nutriente devem-se, inicialmente à eliminação da erosão e, posteriormente, ao maior teor de água (mecanismo de difusão), à menor adsorção pelo solo (não exposição a novos sítios), à descida desse nutriente no perfil do solo, à sua reciclagem, à complexação do Al por compostos orgânicos e à melhoria da fertilidade do solo como um todo, obtida com o tempo de cultivo no sistema.

No entanto, foi verificado (Schlindwein & Gianello, 2004) que os teores críticos de P (e K) são maiores na camada de 0–10 cm em relação à camada de 0–20 cm. Isto decorre, tanto no sistema convencional como no plantio direto, da concentração superficial dos nutrientes nos dois sistemas. Os autores atribuem tais diferenças ao aumento no potencial de produtividade das culturas em plantio direto e aos métodos utilizados, porém, advertem para a necessidade de mais estudos em situações controladas com experimentos delineados com o fim específico de calibração e obtenção de curvas de resposta à adubação.

A resposta das culturas a diferentes modos de aplicação de adubos fosfatados depende da interação de fatores relacionados com o adubo (dose e solubilidade), cultura (espaçamento entre linhas, taxa de crescimento, cinética de absorção e distribuição do sistema radicular) e características do solo (químicas e físicas, em função do manejo) que influem no suprimento de P às plantas (Anghinoni, 2004). A aplicação localizada desse nutriente, na linha de semeadura ou a lanço, na superfície do solo, é uma forma eficiente de aplicação ao longo dos anos de cultivo no sistema plantio direto, especialmente se, na instalação, foi feita uma adubação corretiva com incorporação do adubo no solo. Maior eficiência da aplicação nas linhas de semeadura de milho, por exemplo, ocorre quando da aplicação de doses pequenas de P especialmente em solos com alta capacidade de adsorção (Anghinoni & Barber, 1980). À medida que as doses e, ou, o teor de P no solo aumentam, ocorre maior eficiência do uso de P com o aumento da fração fertilizada até um máximo e depois diminui, porque o teor desse nutriente no solo diminui mais do que o aumento do volume de raízes que entra em contato com o fertilizante, mesmo com o estímulo no crescimento de raízes na fração fertilizada do solo (Anghinoni & Barber, 1980; Klepker & Anghinoni, 1993).

Verifica-se que, em solos com teor alto de P, o efeito da localização passa a ser menos importante (Quadro 19), visto que o crescimento das plantas é determinado pelo suprimento do nutriente pelo solo enquanto a adubação tem por objetivo manter o teor do nutriente no solo. No entanto, mesmo em solos com teor de P na faixa "Alta" ou "Muito alta", é recomendável aplicar uma pequena quantidade na linha de semeadura,

Quadro 18. Rendimentos médios de solos das culturas à aplicação de fósforo em plantio direto

Sá (1999)				Kochhann (1991)	
P_2O_5	Solos[1]	Anos[2]	Culturas[3]	P_2O_5	Culturas[4]
kg ha^{-1}	t ha^{-1}			kg ha^{-1}	t ha^{-1}
0	7,30	6,54	11,87	0	13,74
30	8,00	7,41	12,86	20	14,45
60	8,12	7,47	13,00	40	15,16
90	8,07	7,70	12,96	80	15,87
120	7,75	7,57	16,60		

[1] Rendimento médio de milho em três Latossolos argilosos, um Latossolo arenoso, dois Cambissolos arenosos e um Rubrozém argiloso do Estado do Paraná. [2] Rendimento médio de milho em três anos de avaliação em Latossolo Vermelho-Amarelo do Estado do Paraná. [3] Rendimento acumulado de milho, trigo e soja em Latossolo Vermelho argiloso do Paraná. [4] Rendimento acumulado de quatro cultivos de soja e um de milho em Latossolo Vermelho argiloso do Estado do Rio Grande do Sul.

Quadro 19. Rendimento de grãos de diferentes culturas em resposta a diferentes modos de adubação de fósforo em solos do Estado do Rio Grande do Sul

Modo de aplicação do adubo fosfatado	Trigo (1994)	Soja 1994/95	Aveia 1995	Milho 1995/96	Milho 1996/97
	t ha^{-1}				
	Solo com teor "Alto" de fósforo				
Sem fósforo (P)	1,54	2,68	2,12	5,26	8,32
P na linha em todos os cultivos	1,52	2,79	2,15	5,73	7,76
P a lanço em todos os cultivos	1,46	2,66	2,18	5,38	8,50
P na linha no inverno e lanço no verão	1,46	2,60	2,11	5,31	8,24
P a lanço no inverno e linha no verão	1,42	2,81	2,18	5,68	7,85
P a lanço em trigo, soja e aveia e em linha no milho	1,51	2,72	2,12	5,53	7,98
Teste F	ns[1]	ns	ns	ns	ns
	Solo com teor "Médio" de fósforo				
Sem fósforo (P)	0,86 c	2,04 b	1,14 b	-	-
P na linha em todos os cultivos	1,98 a	2,04 a	1,14 a	-	-
P a lanço em todos os cultivos	1,64 b	2,94 a	2,02 a	-	-
P na linha no inverno e lanço no verão	2,02 a	2,81 a	2,17 a	-	-
P a lanço no inverno e linha no verão	1,69 b	2,80 a	2,03 a	-	-
P a lanço em trigo, soja e aveia e em linha no milho	1,68 b	2,84 a	2,12 a		
Teste F	**[2]	**	**		

[1] Não-sginificativo ($P \geq 0,05$). [2] Significativo ($P < 0,01$).
Fonte: Adaptado de Pöttker (1997) e Wiethölter et al. (1999) por Oliveira et al. (2002).

que favorece o estabelecimento da cultura e propicia rendimento mais elevado. A adubação em linhas assume, no entanto, proporções diferentes de mistura do adubo com o solo, considerando o espaçamento entre os sulcos de semeadura: no milho (60–80 cm), a fração de solo que entra em contato com o fertilizante é de aproximadamente 5 %; na soja (40 cm), mais ou menos de 8 %, e no trigo (17,5 cm), mais ou menos de 20 %.

Dinâmica e Disponibilidade de Potássio

A mudança do sistema convencional para o plantio direto altera a dinâmica de K no solo, pelo aumento da capacidade de troca de cátions (CTC) e por sua reciclagem, via culturas comerciais e de cobertura de solo. No entanto, o escoamento superficial da água pode provocar perdas de K contido nos resíduos e nas camadas superficiais do solo. Isto acontece porque o K é livre nos tecidos vegetais, podendo ser facilmente removido pela água após a senescência das plantas (Mielniczuk, 2005).

O efeito principal do manejo conservacionista do solo deve-se à presença da planta, e seus resíduos sobre o solo, à atividade radicular (agregação e ciclagem de nutrientes) e à relação agregação-acúmulo de matéria orgânica. Especialmente dessa relação, que é de efeito mútuo, surgem diversas propriedades emergentes, dentre elas a CTC que aflui na dinâmica de cátions no solo, destacando-se o K (Figura 12).

Os aumentos da CTC e do pH do solo, devidos à elevação do teor de matéria orgânica do solo e à calagem, respectivamente, aumentam a capacidade do solo em reter K trocável e modificam sua distribuição entre a troca e a solução do solo, reduzindo o seu teor na solução, com diminuição das perdas por lixiviação.

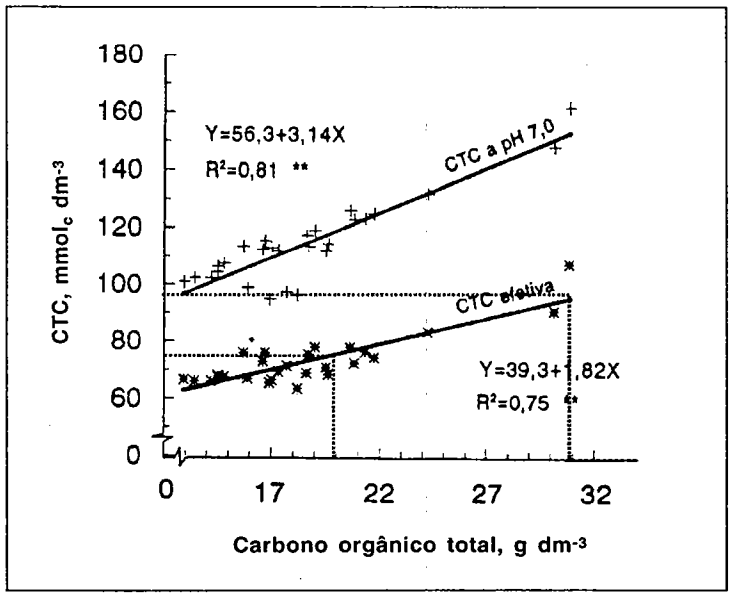


Figura 12. Relação entre o teor de carbono orgânico total e a capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva e a pH 7,0 do solo. Pontos são médias de duas doses de nitrogênio e três repetições. ** significativo a 1 %.

Fonte: Bayer & Mielniczuk (1997a).

A adição do adubo potássico superficialmente ou na linha de semeadura, o contínuo aporte de resíduos e o mínimo revolvimento do solo propiciam grande concentração de K na superfície do solo. Por sua rápida liberação dos resíduos das culturas, esse nutriente passa para o solo, formando um gradiente decrescente no perfil, a partir da superfície (Figura 2d). Nos sistemas de produção sem pousio entre uma cultura e outra (sistema planta-colhe-planta), o K absorvido permanece a maior parte do tempo no tecido vegetal, protegido da perda por erosão e lixiviação. Embora a quantidade de K absorvido seja grande, a quantidade removida pelos grãos é pequena (± 20 %) e o restante retorna ao solo. Assim, a produção de matéria seca das culturas pelo melhoramento da fertilidade do solo intensifica a reciclagem de K (Santi et al., 2003). Rossato (2004) observou aumento na reciclagem desse nutriente e no crescimento e rendimento das culturas de grãos, com a adição de N, pelo adubo, e na utilização de uma cultura recicladora (nabo forrageiro) entre o milho e o trigo, sendo este beneficiado pelo maior suprimento de K proveniente da decomposição do nabo (Figura 13). A inclusão da aveia forrageira antes do milho representou, por sua vez, uma absorção de 131 kg ha^{-1} de K, o que, somado à contribuição do nabo, de 160 a 210 kg ha^{-1} de K, antes do trigo, resulta em quantidades bem superiores às necessidades da cultura, indicando que a adubação potássica pode ser diminuída, especialmente se houver culturas de cobertura.

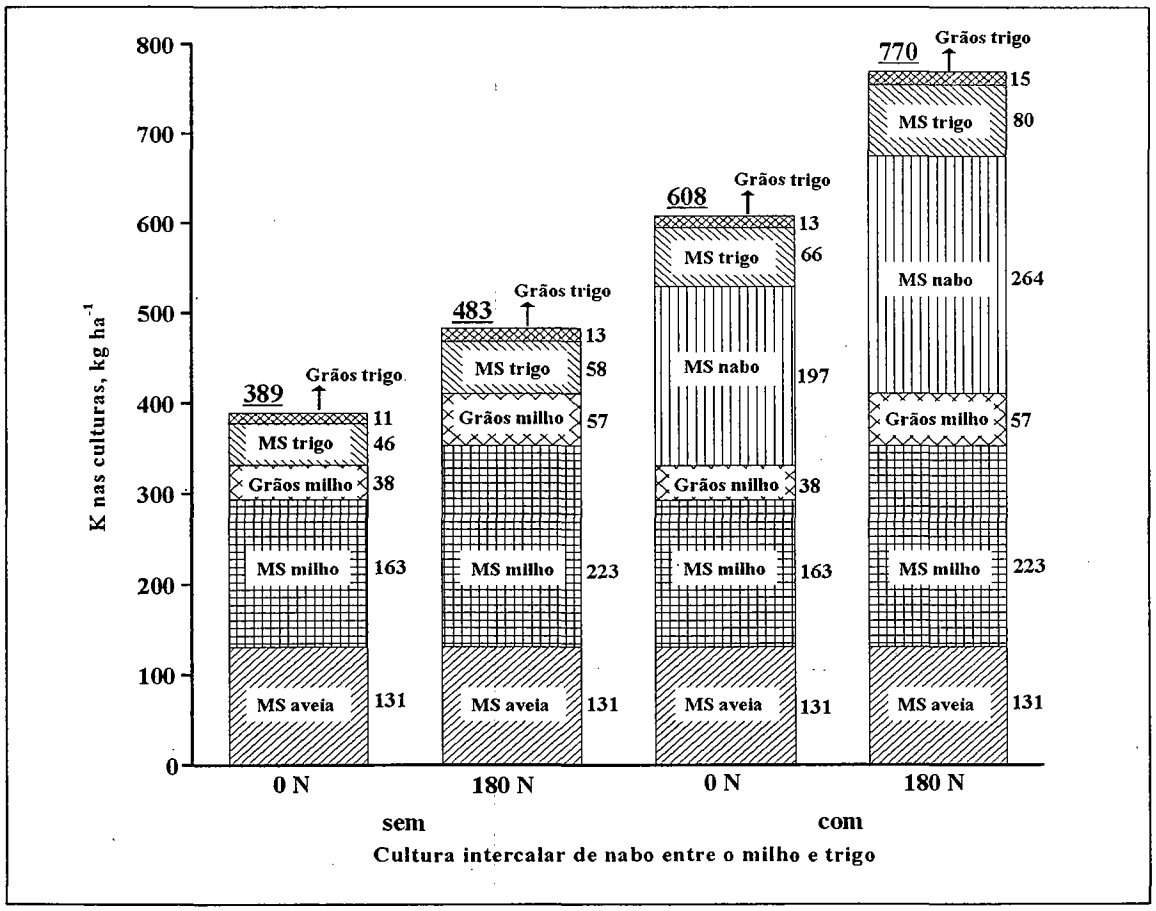


Figura 13. Conteúdo de K na matéria seca da aveia, milho, nabo e trigo e exportação pela colheita de grãos do milho e trigo em duas doses de N (0 e 180 kg ha^{-1}).

Fonte: Rossato (2004).

A utilização de qualquer um dos métodos Mehlich-1, Mehlich-3 e Resina possibilita boa avaliação da disponibilidade de K em sistema plantio direto. O teor crítico desse nutriente no solo em plantio direto com soja, trigo e milho é, a exemplo do P, conforme Schlindwein (2003), maior do que o atualmente utilizado nos Estados do RS e SC no sistema convencional, tanto para solos amostrados na camada de 0–20 cm, como na de 0–10 cm.

Diferentemente do P, a eficiência de utilização de K pelas culturas é pouco afetada pelo modo de aplicação, resultante de sua maior mobilidade no solo. No entanto, é recomendável que, no caso de adubações corretivas em solos com teor "Muito baixo" ou "Baixo" desse nutriente, os adubos potássicos sejam incorporados ao solo. As adubações de manutenção em culturas de grãos são igualmente efetuadas nas linhas de semeadura. Devem-se evitar aplicações de doses elevadas desse nutriente na linha de semeadura em solos com baixa CTC (< 5,0 $cmol_c\ dm^{-3}$), dada a elevada salinidade dos adubos potássicos.

Os maiores benefícios do sistema plantio direto em relação ao K são devidos, à semelhança do que ocorre com o P, inicialmente ao controle eficiente da erosão do solo e, posteriormente, ao maior teor de umidade do solo (difusão), menores perdas por lixiviação (aumento da CTC do solo) e maior ciclagem no sistema, pela presença de culturas de cobertura e recicladoras.

Estratégias da Adubação Fosfatada e Potássica

Na instalação do sistema plantio direto, recomenda-se fazer uma adubação corretiva total de P e de K (em uma única aplicação na primeira cultura), quando os teores estiverem nas faixas "Muito baixa" e "Baixa". Isso é mais importante para o P, pela característica dominante de alta capacidade de adsorção que apresentam os solos brasileiros. Como, nessa situação, as doses recomendadas são geralmente elevadas, os adubos devem ser aplicados a lanço e incorporados ao solo, de preferência com grade pesada. As doses a serem aplicadas são indicadas pelos programas regionais de recomendação de adubação, com base nos resultados das análises de solo da camada de 0–20 cm. No caso de recomendações elevadas (corretiva mais manutenção), é conveniente aplicar 2/3 a lanço, com incorporação ao solo, e o restante na linha de semeadura. As fontes de P utilizadas para a adubação corretiva podem ser tanto os fosfatos acidulados como os termofosfatos, as escórias e os fosfatos naturais reativos; a fonte de K é geralmente o cloreto de K.

Nos casos em que, por alguma razão, não puder ser feita a adubação corretiva total, existe a alternativa de efetuar a adubação corretiva gradualmente, em dois ou mais cultivos. Essa recomendação é disponibilizada em algumas regiões por tabelas específicas: em cinco anos, para solos de Cerrado (Sousa & Lobato, 2004), em dois cultivos, para solos do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (CQFS RS/SC, 2004) ou, ainda, a alternativa de aumentar de 30 a 40 % a adubação fosfatada e potássica de plantio nos primeiros quatro a seis cultivos a partir da instalação do plantio direto (Lopes et al., 2004).

Para lavouras em plantio direto consolidado, que já apresentam os benefícios do sistema, é aconselhável que a adubação seja embasada na análise do solo da camada considerada (de 0–20 cm, em geral, e de 0–10 cm, nos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina), e aplicada preferencialmente, na linha de semeadura ou, também, a

lanço na superfície do solo, quando os teores de P e de K estiverem nas faixas "Alta" e "Muito alta". No caso do P, as adubações anuais de manutenção ou de reposição devem ser efetuadas, de preferência, com fosfatos solúveis. Para a utilização das demais fontes de P, é necessário considerar outros fatores, como a velocidade de dissolução dos fosfatos naturais farelados, por exemplo, que é dependente do pH, dos teores de Ca e de P do solo e da intensidade de seu contato com o solo. Esses fosfatos, mesmo em condições favoráveis à sua dissolução, apresentam eficiência agronômica da ordem de 60 a 65 %, no primeiro cultivo, em comparação com o superfosfato triplo (Rein et al., 1994; Kaminski & Peruzzo, 1997; Sousa & Lobato, 2004). Somente a partir do segundo ou terceiro cultivo, esses fosfatos atingem eficiência similar a dos fosfatos solúveis.

Adubação com Enxofre

Dinâmica e Disponibilidade de Enxofre

Trabalhos de pesquisa para estudar a dinâmica e a disponibilidade de S e a resposta das culturas à aplicação desse nutriente no Brasil são poucos no sistema convencional de cultivo e praticamente inexistentes no sistema plantio direto. Embora a principal fonte de S para as plantas seja a matéria orgânica, o sulfato (SO_4^{2-}) da camada subsuperficial do solo é utilizado como indicador de sua disponibilidade às plantas. Este fato se justifica pelo deslocamento do ânion sulfato pelo fosfato nos sítios de troca, na camada superficial (Lopes et al., 2004).

No sistema plantio direto, espera-se a migração do sulfato para a camada subsuperficial ou mesmo que a lixiviação pelas águas de percolação aumente, de acordo com o aumento do teor de fosfato na solução. Uma menor disponibilidade de S nas etapas iniciais da adoção do sistema plantio direto decorre do aumento do teor de matéria orgânica do solo com o tempo de cultivo no sistema plantio direto, que mantém a relação C : S elevada. Com o passar do tempo de cultivo nesse sistema, a disponibilidade de S deve aumentar pelo aumento da ciclagem da própria matéria orgânica e dos resíduos, atingindo os teores críticos desse nutriente.

Estratégias da Adubação com Enxofre

Para recomendar a aplicação de S, deve-se, inicialmente, diagnosticar a disponibilidade desse nutriente, por meio da análise do solo e, ou, da análise foliar. Os teores críticos no solo variam de 5 a 10 mg dm^{-3} de S (extraído com fosfato monocálcico, com 500 mg L^{-1} de P) para culturas menos e mais exigentes, respectivamente. No caso de insuficiência, recomenda-se a aplicação de 20 a 40 kg ha^{-1} de S, que são suficientes para evitar possíveis restrições de produtividade das culturas. Para isso, podem ser utilizados adubos que contenham esse nutriente em sua formulação, como sulfato de amônio (22–24 %), superfosfato simples (10–12 %), sulfato de potássio (15–17 %) ou gesso agrícola (13 %)

Adubação com Micronutrientes

Dinâmica e Disponibilidade dos Micronutrientes

A dinâmica e a disponibilidade dos micronutrientes no sistema plantio direto são influenciadas pelos mesmos fatores que atuam no sistema convencional (Capítulo XI).

O aumento do teor de matéria orgânica no sistema plantio direto deve reduzir, ao menos em parte, sua disponibilidade pela formação de complexos organometálicos estáveis, especialmente com o Cu. Da mesma forma, o aumento do teor de P no solo nesse sistema deve aumentar o antagonismo P x Zn, podendo levar à deficiência desse micronutriente.

Por outro lado, como a dinâmica da acidez é alterada no sistema plantio direto, com o pH ideal a ser atingido sendo menor (5,5) do que no convencional (6,0), haverá maior disponbilidade de Zn, Cu. Fe, Mn e B e menor disponibilidade de Mo na fase consolidada. No caso de calagem superficial, o pH da camada de 0–5 cm pode atingir valores elevados (próximo de 7,0), o que vai diminuir, acentuadamente, a disponibilidade desses micronutrientes (à exceção do Mo).

A utilização do sistema plantio direto, com o manejo do solo e sistemas de cultura recomendados, com a inclusão de espécies de grande crescimento radicular e produção de biomassa, contribuirá, de forma significativa, para uma grande reciclagem de micronutrientes, suficiente para suprir a demanda das culturas.

As respostas das culturas à adição de micronutrientes no sistema convencional de cultivo foram caracterizadas no capítulo XI. São dependentes do tipo de solo e ocorrem predominantemente em solos arenosos e com baixo teor de matéria orgânica, especialmente nos de Cerrado. Em trabalhos realizados no sistema plantio direto no Estado do Rio Grande do Sul, não foram observadas respostas das principais culturas de grãos (Quadro 20) à adição de micronutrientes em diferentes solos.

Quadro 20. Resposta de culturas de grãos à aplicação de micronutrientes em diferentes locais e solos em plantio direto no Estado do Rio Grande do Sul

Local/solo	Cultura	Ano / efeito	B[2]	Cu[3]	Mn[4]	Zn[5]
Passo Fundo I	Trigo[1]	2000 - Imediato	SR[6,7]	SR	SR	SR
Latossolo Vermelho	Soja	2000/01 - Residual	SR	SR	SR	SR
	Milho	2000/01 - Residual	SR	SR	SR	SR
	Cevada	2001 - Residual	---	---	SR	---
Passo Fundo II	Soja	2001/02 - Residual	SR	---	SR	SR
Latossolo Vermelho	Milho	2001/02 - Residual	SR	---	SR	SR
	Cevada	2002 - Residual	SR	---	SR	SR
	Trigo[1]	2002 - Imediato	SR	---	SR	SR
Vacaria	Trigo[1]	2001 - Imediato	---	SR	---	---
Latossolo Bruno	Soja	2001/02 - Residual	---	SR	---	---
	Trigo	2002 - Residual	---	SR	---	---

[1] Nutrientes aplicados na linha de semeadura do trigo como: [2] Bórax: 0, 1, 2, 4 e 10 kg ha^{-1}. [3] Sulfato de cobre: 0, 2, 4, 6 e 15 kg ha^{-1}. [4] Sulfato de manganês: 0, 2, 4, 8 e 20 kg ha^{-1}. [5] Sulfato de zinco: 0, 2, 4, 6 e 15 $^{-1}$. [6] Sem resposta significativa. [7] Toxidez de boro na maior dose.

Fonte: Organizado por Bissani & Gianello (2003) a partir de vários autores.

Estratégias da Adubação com Micronutrientes

Recomenda-se diagnosticar, por meio da análise do solo e, ou, de tecido vegetal, a disponibilidade dos micronutrientes no solo. Os teores de deficiência, críticos e de suficiência são estabelecidos nos programas regionais de adubação. A forma de adubação (solo ou foliar), a filosofia de adubação (corretiva, de segurança, de manutenção ou de restituição), as doses e as fontes, em geral, seguem as recomendações regionais (veja capítulo XI).

A FERTILIDADE DO SISTEMA SOLO

A Fertilidade do Solo passou a ter destaque no Brasil a partir da década de 60, com os programas de recomendação de adubação e de calagem com base em análises de solo. Isso ocorreu graças à expansão de área cultivada, especialmente com espécies graníferas em solos ácidos e de baixa fertilidade, proporcionada pela mecanização agrícola e pelo uso de insumos modernos na agricultura.

Tradicionalmente, a fertilidade é definida como a capacidade do solo de fornecer às plantas nutrientes em quantidade e proporção adequadas, bem como de eliminar ou manter os teores de elementos em níveis não-tóxicos às culturas de interesse. Sua avaliação é feita pela análise de alguns atributos químicos. Assim, uma das aplicações do seu conhecimento consiste na correção do solo e na adubação das culturas, conforme o rendimento esperado, e na manutenção dos nutrientes do solo em teores dentro da faixa de suficiência.

Considerando os inúmeros fatores que interferem na fertilidade, a análise química do solo, muitas vezes, é inadequada para sua avaliação, pois considera momentaneamente apenas uma parte do processo de suprimento dos nutrientes para as plantas. Esse procedimento torna-se ainda mais questionado quando o solo é submetido a manejos conservacionistas, nos quais as relações construídas com o tempo de cultivo, dentre as características químicas, físicas ou biológicas, são preservadas e ocorre, concomitantemente, um aumento do teor de matéria orgânica do solo. Neste caso, uma abordagem sistêmica do solo, em que há mudança de enfoque, das partes para o todo, com destaque para as interações entre as partes, pode ser muito útil para entender melhor o funcionamento do solo (Addiscott, 1995; Mielniczuk et al., 2003; Nicolodi et al., 2005).

O funcionamento do solo de regiões tropicais e subtropicais como um sistema aberto, afastado do equilíbrio termodinâmico, com base na teoria das estruturas dissipativas, processo de auto-organização, fluxos de matéria e energia, mudança de nível de ordem e geração de propriedades emergentes, foi descrito por Mielniczuk et al. (2003) e está resumido no item Acúmulo de Matéria Orgânica e Transformações no Sistema Solo, deste capítulo. De acordo com esses autores, quanto maior o fluxo de matéria e de energia dentro e entre os subsistemas (mineral, biológico e vegetal), maior a probabilidade de serem geradas propriedades emergentes importantes na regulação das funções do solo e aumento da sua qualidade.

Mesmo que possam ser identificadas algumas propriedades emergentes diretamente relacionadas com o conceito restrito (químico) de fertilidade do solo, como a capacidade de troca de cátions e de retenção de água (Figura 9), os métodos atualmente utilizados não são adequados para a avaliação do solo cultivado por longo período no sistema plantio direto. Neste sistema de cultivo, os teores de Al observados comumente são menos tóxicos para as plantas, uma vez que ocorrem alterações nas relações entre os indicadores de acidez e de fertilidade com o desenvolvimento e o rendimento das plantas (Salet, 1998; Sá, 1999; Pöttker, 2000; Wiethölter, 2000; Caires, 2000; Anghinoni & Nicolodi, 2004; Nicolodi et al., 2004, 2005; Lopes et al., 2004), resultantes do processo de auto-organização e mudança do nível de ordem do sistema solo.

Com a finalidade de melhorar o entendimento da fertilidade (função e definição) e sua avaliação, está sendo desenvolvido um trabalho (Nicolodi, 2005), cujo enfoque do funcionamento do solo é sistêmico. Nesse enfoque, a Fertilidade do Solo é definida como uma propriedade emergente da auto-organização do sistema, que tem sua magnitude determinada pelas interações entre os subsistemas do solo com sistemas vegetal, atmosférico e antrópico. Nesta concepção, a fertilidade é conseqüência das condições fornecidas pelo solo para desenvolvimento e reprodução das plantas. O processo auto-organizativo do solo é dinâmico e, provavelmente, sejam poucos os fatores que gerem instabilidade, promovam mudança do estado de ordem do sistema e determinem a magnitude da fertilidade do solo e a produtividade das plantas. Nesta abordagem, a magnitude da fertilidade pode ser diferente sem que, necessariamente, ocorram mudanças nos valores das características químicas avaliadas. Por isto, é importante o desenvolvimento de estudos que permitam definir a fertilidade do solo sob uma abordagem sistêmica e que levem a repensar seus métodos de avaliação.

AGRADECIMENTOS

O autor agradece ao Prof. Marino José Tedesco, à Dra. Fabiane Vezzani e à Doutoranda Margarete Nicolodi, pela correção do texto e pelas valiosas contribuições de conteúdo, com melhorias significativas do presente trabalho.

LITERATURA CITADA

ADDISCOT, T.M. Entropy and sustainability. Eur. J. Soil Sci., 42:161-168, 1995.

AITA, C.; FRIES, M.R. & GIACOMINI, S.J. Ciclagem de nutrientes no solo com plantas de cobertura e dejetos de animais. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE CIÊNCIA DE SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 24., Santa Maria, 2000. Anais. Santa Maria, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Universidade Federal de Santa Maria, 2000. CD-ROM

AMADO, T.C. & MIELNICZUK, J. Estimativa da adubação nitrogenada para o milho em sistemas de manejo e culturas em cobertura do solo. R. Bras. Ci. Solo, 24:553-560, 2000.

XVI – FERTILIDADE DO SOLO E SEU MANEJO EM SOLOS AFETADOS POR SAIS

Maria Betânia Galvão dos Santos Freire[1/] & Fernando José Freire[1/]

[1/] Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE.
Av. Dom Manuel s/n, CEP 52171-900 Recife (PE).
betania@depa.ufrpe.br; f.freire@depa.ufrpe.br;

Conteúdo

INTRODUÇÃO 929
CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS AFETADOS POR SAIS 932
RELAÇÕES E EQUILÍBRIOS DE ÍONS NO SOLO 938
CORREÇÃO DA SALINIDADE E SODICIDADE 939
Gesso 941
Enxofre ou Ácido Sulfúrico 941
Sulfato Ferroso 942
Cloreto de Cálcio 942
DISPONIBILIDADE DE FÓSFORO EM SOLOS ALCALINOS 945
IMPORTÂNCIA DA MATÉRIA ORGÂNICA EM SOLOS AFETADOS POR SAIS 946
DISPONIBILIDADE DE NITROGÊNIO EM SOLOS SALINOS 947
USO DE CULTURAS TOLERANTES E FITORREMEDIAÇÃO 948
CONSIDERAÇÕES FINAIS 950
LITERATURA CITADA 951

INTRODUÇÃO

Tratar de aspectos relacionados com a fertilidade de solos afetados por sais é relativamente delicado, visto que os sais contêm teores elevados da maioria dos elementos químicos que se encontram em pequenas concentrações nos solos em geral, chegando a ser considerados limitantes ao crescimento e desenvolvimento das plantas. Assim, quando são necessárias aplicações de nutrientes via fertilização nos solos, de modo geral, nos salinos e sódicos, é preciso implementar técnicas que possibilitem a remoção de alguns deles para que se mantenha a disponibilidade de forma equilibrada dos nutrientes.

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

Solos de regiões áridas e semi-áridas podem apresentar acúmulo de sais prejudicial ao crescimento das plantas, decorrente de processos naturais de salinização ou de contribuição humana, pelo manejo inadequado da irrigação. Os sais em excesso prejudicam o crescimento das plantas não só pelos efeitos diretos sobre o potencial osmótico da solução do solo e pelos íons potencialmente tóxicos presentes em elevadas concentrações, mas também pela degradação de algumas propriedades físicas dos mesmos, reduzindo a infiltração da água, trocas gasosas, crescimento de raízes e, com isso, dificultando o crescimento das plantas.

Tal tema é bastante estudado em várias regiões do mundo (Kelley, 1951; Richards, 1954; Naidu et al., 1995; Chhabra, 1996). No Brasil, apesar de ainda não ter despertado muita atenção, alguns pesquisadores começam a se aprofundar no assunto, como pode ser observado em algumas revisões (Magalhães, 1995; Gheyi, 2000; Ribeiro et al., 2003). Entretanto, muito há por se pesquisar, principalmente no que se refere à fertilidade destes solos.

Inicialmente, é preciso diferenciar os solos afetados por sais dos demais, uma vez que apresentam propriedades bem peculiares que não devem ser confundidas com outros tipos de solos. Caracterizam-se por apresentar teores elevados de sais solúveis e, ou, sódio trocável capazes de comprometer o crescimento das plantas, além de afetar algumas propriedades físicas do solo.

Os processos de acumulação de sais em solos são decorrentes da riqueza do material de origem, além das condições ambientais reinantes, principalmente no que se refere ao clima e relevo. A salinização torna-se bastante pronunciada em locais de clima árido e semi-árido, onde a precipitação pluvial é reduzida e mal distribuída e a elevada taxa de evapotranspiração propiciam um déficit hídrico durante quase todo o ano, não permitindo a lixiviação dos sais do perfil do solo. Problemas de drenagem promovidos pelo relevo plano ou algum impedimento subsuperficial também contribuem para acumulação de sais. Desta forma, extensas áreas no Oeste dos Estados Unidos (Richards, 1954), na Austrália (Naidu et al., 1995), África, América do Sul e, até mesmo, na Europa (Chhabra, 1996), convivem com o problema.

O Brasil, por ser um país de dimensões continentais, apresenta solos em situações diversas, desde os submetidos à excessiva lixiviação, até solos em que os sais se concentram em teores prejudiciais ao crescimento das plantas. Neste contexto, destaca-se o Sertão Nordestino, abrangendo também outras áreas, como alguns locais na Região Amazônica e no Norte de Minas Gerais. Entretanto, a maior representatividade dos solos salinizados brasileiros encontra-se na Região Nordeste, dada sua condição climática.

Sousa (1995), estudando materiais aluviais eutróficos do Vale do Pajeú, em Serra Talhada (PE), encontrou a predominância de plagioclásio sódico na mineralogia das frações areia e silte, em particular na areia fina, indicando ser um problema regional que pode facilitar a sodificação pelo suprimento de Na ao sistema. Segundo o autor, embora os teores de Na apresentem-se relativamente baixos, principalmente na superfície dos solos, há uma tendência de acúmulo de sais resultante da presença de plagioclásio no material de origem. Este fato só vem concordar com a idéia já exposta, uma vez que os solos estudados encontram-se numa planície aluvial favorável ao sistema de produção agrícola irrigada em áreas onde há escassez de chuva.

Essas áreas correspondem, em sua maioria, a solos de boa fertilidade natural, localizadas nas proximidades de mananciais de água, com facilidade de acesso à irrigação e, portanto, com boa aptidão agrícola, sendo bastante representativas para a economia regional. Entretanto, tornam-se subutilizadas pelas limitações ao crescimento vegetal, pelas elevadas concentrações salinas na solução do solo e pelas condições físicas que dificultam a movimentação de água e ar no perfil, sendo excluídas do processo produtivo.

Outra característica de importância encontrada na gênese de solos no Sertão Nordestino é a presença de camadas de impedimento, limitando a drenagem profunda do perfil dos solos e, portanto, tornando-os propensos à salinização. Ribeiro et al. (1991) e Santos et al. (1991), estudando a gênese de Argissolos e Latossolos do Sertão de Pernambuco, verificaram que os perfis são caracterizados em profundidade pela presença de fragipans e, ou, horizontes plínticos, maciços e de consistência firme a muito firme. Citam, também, que a drenagem profunda dos solos é limitada pelas rochas do embasamento cristalino, responsáveis pela formação de lençol freático temporário, onde a drenagem lateral é lenta ou inexistente.

Os solos estudados por Ribeiro et al. (1991) fazem parte da Depressão Periférica do Rio São Francisco, submetidos a um clima semi-árido, com uma precipitação média anual de 573 mm, temperatura média anual de 28,1 °C e evapotranspiração potencial anual de 1.825 mm, o que representa um déficit hídrico de 1.252 mm. Esses são os solos dominantes nos grandes projetos de irrigação do Estado, como os de Nilo Coelho, Caraíbas e Pontal. Se não forem observadas as condições de manejo adequadas, são áreas propensas à salinização pela irrigação.

Outros solos característicos da Região Nordeste são os Luvissolos e Planossolos Solódicos; os primeiros ocupam posições de topo e os últimos são restritos às partes mais baixas do relevo (Luz et al., 1992). A dinâmica de formação e evolução destes solos é controlada por ciclos de erosão, transporte e acúmulo, provocados pelas chuvas torrenciais da região, estando as principais diferenças entre os solos subordinadas ao condicionamento de suas posições ao longo do relevo.

Todavia, os solos afetados por sais no Brasil não se restringem aos da Região Nordeste, nas áreas de clima semi-árido; sendo constatado acúmulo de sais pelo manejo inadequado de solos em outras regiões do País. No Estado de São Paulo, verifica-se a salinização dos solos em ambientes protegidos ("estufas") provavelmente, em razão do controle inadequado da lâmina de irrigação, embora a água utilizada seja de boa qualidade. A aplicação de fertilizantes é feita via água de irrigação, o que a torna salina, sendo o nível de salinidade da água diretamente proporcional à quantidade de fertilizantes adicionada (Blanco & Folegatti, 2001).

Graças ao manejo inadequado da irrigação e da drenagem, estas áreas afetadas por sais têm-se expandido e degradado solos anteriormente utilizados na agricultura. As áreas salinas e sódicas deixarão de se expandir no Brasil somente quando houver maior preocupação com os efeitos da irrigação sobre a capacidade produtiva dos solos, com a adoção de práticas de manejo adequadas para evitar a salinização de locais ainda não atingidos pelo problema, como também com a melhoria das condições dos solos já afetados.

FERTILIDADE DO SOLO

CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS AFETADOS POR SAIS

Alguns critérios são utilizados para a classificação de solos afetados por sais (Richards, 1954):

- Condutividade elétrica do extrato de saturação (CE a 25 °C) – Correlaciona-se com os teores de sais dissolvidos na solução do solo. É medida no extrato da pasta de saturação do solo, por meio de condutivímetro com correção para a temperatura de 25 °C.

- Percentagem de sódio trocável (PST) - Corresponde à proporção do Na em relação aos demais cátions trocáveis do solo, expressa pela relação:

$$PST = \frac{Na}{CTC} x100$$

em que Na^+ é dado em $cmol_c\ kg^{-1}$ e CTC é a capacidade de troca de cátions a pH 7,0, em $cmol_c\ kg^{-1}$.

- Relação de adsorção de Na do extrato de saturação (RAS) – Na avaliação da sodicidade da solução do solo ou da água de irrigação, relaciona-se a concentração de Na com as de Ca e Mg, obtendo-se a relação de adsorção de Na (RAS):

$$RAS = \frac{[Na]}{\sqrt{\frac{[Ca + Mg]}{2}}}$$

em que [ ] indica a concentração do cátion no extrato da pasta de saturação ou na água de irrigação, em $mmol_c\ L^{-1}$.

- pH do solo – Medido na suspensão solo: solução 1:2,5 e no extrato da pasta de saturação do solo.

Com base nestes critérios, podem-se classificar os solos como *salinos*, quando apresentam elevadas concentrações de sais na solução do solo; *sódicos*, quando apresentam o Na trocável em concentrações suficientes para restringir o crescimento de plantas cultivadas e para promover a dispersão e a migração de colóides ao longo do perfil, obstruindo poros e dificultando a movimentação de ar e água no solo, e *salino-sódicos*, quando apresentam os dois fatores citados.

Dentre algumas classificações, a mais adotada mundialmente é a de Richards (1954) (Quadro 1), que também é utilizada pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2006).

Para distinção dessas categorias, tomou-se, como base, que a uma condutividade elétrica do extrato da pasta de saturação do solo (CE) de 4 dS m^{-1}, ocorre 50 % de redução na produção da maioria das culturas agrícolas, sendo este valor crítico proposto para

Quadro 1. Sistema de classificação de solos afetados por sais do *United States Salinity Laboratory Staff*

Classificação	CE[1]	PST[2]	RAS[3]	pH
	dS m^{-1}	%		
Salino	≥ 4,0	< 15	< 13	< 8,5
Sódico	< 4,0	≥ 15	≥ 13	≥ 8,5
Salino-sódico	≥ 4,0	≥ 15	≥ 13	≥ 8,5

[1] Condutividade elétrica do extrato da pasta de saturação do solo; [2] Percentagem de sódio trocável. [3] Relação de adsorção de Na.
Fonte: Richards (1954).

distinguir solos salinos de não-salinos. Da mesma forma, com uma PST no solo igual ou superior a 15 %, suas propriedades físicas, especialmente a condutividade hidráulica, são afetadas, tomando-se este valor como limite para diferenciar solos sódicos dos não-sódicos. Os solos salino-sódicos apresentam, simultaneamente, elevadas concentrações de sais solúveis e de Na trocável (Richards, 1954).

A classificação americana tem sido utilizada em todo o mundo para definir solos sódicos; entretanto, esta foi desenvolvida para os solos e para as condições específicas do oeste dos Estados Unidos (Fireman & Wadleigh, 1951; Richards, 1954). Recentemente, alguns trabalhos de pesquisa têm objetivado modificar esses limites. A influência da textura foi reconhecida por Greene et al. (1978), citados em Naidu et al. (1995), que propuseram a alteração da PST crítica para 10 %, em solos de textura fina, e para 20 %, em solos de textura grossa. Na Austrália, foi adotado o valor de PST > 6 %, no primeiro metro superficial do perfil do solo, para classificá-lo como sódico, pois esta PST foi capaz de modificar o comportamento dos solos, aumentando a dispersão e reduzindo a condutividade hidráulica (Northcote & Skene, 1972).

A PST de 15 %, estabelecida na Califórnia como o limite acima do qual a estrutura do solo é adversamente afetada (Richards, 1954), foi fixada com base na determinação da condutividade hidráulica em meio saturado, medida com o uso de águas com elevadas concentrações de sais (entre 3 e 10 $mmol_c$ L^{-1}). O limite da Austrália foi estabelecido da mesma forma, entretanto, com água de menor concentração eletrolítica (0,7 $mmol_c$ L^{-1}) (Northcote & Skene, 1972).

O comportamento dispersivo dos colóides em presença de Na em termos das propriedades físicas dos solos merece ser mais bem compreendido. O Na é um cátion que promove a expansão da dupla camada difusa e, conseqüentemente, acarreta a dispersão dos colóides do solo, seguida de sua movimentação ao longo do perfil do solo. Uma vez dispersos e em movimento, os colóides podem obstruir os poros, o que interfere sobre as propriedades físicas (condutividade hidráulica, infiltração, aeração) e, desta forma, sobre a capacidade produtiva dos solos.

Decididamente, altos valores de PST influenciam negativamente as propriedades físicas dos solos, sobretudo quanto à estrutura, porosidade, condutividade hidráulica e infiltração da água. Entretanto, estabelecer um limite único que detecte o início destes problemas para todos os solos é ilusório, pois solos de diferentes texturas e mineralogias podem apresentar comportamentos distintos, apesar de poderem exibir mesmos valores de PST.

Freire (2001), trabalhando com solos do Nordeste do País, demonstrou a impossibilidade de se utilizar um único valor de PST na fixação de um limite para classificar os solos como sódicos. Das nove amostras estudadas, três não sofreram modificações na condutividade hidráulica pela elevação da PST. Porém, mesmo nesses casos, é necessário destacar que a presença de proporções elevadas de Na levou a uma deterioração dos agregados do solo pela elevação da dispersividade dos minerais da fração argila. Quando houve resposta da condutividade hidráulica aos acréscimos na PST, não sendo possível fixar um único valor de PST para todos os solos, foi necessário associá-lo, necessariamente, à CE da água de irrigação.

Evidencia-se, também, a importância da inter-relação entre a PST e a concentração de cátions da solução de equilíbrio na determinação do comportamento físico dos solos, no que se refere, principalmente, à condutividade hidráulica.

No início dos estudos de sodicidade, os teores elevados de Na trocável nos solos eram associados à presença de carbonatos e a valores altos de pH, o que levou à denominação destes solos de *alcalinos*. Partindo do princípio de que existia uma relação direta entre pH e teor de Na trocável, Fireman & Wadleigh (1951) procuraram correlacionar essas duas variáveis, objetivando identificar os problemas de sodicidade dos solos a partir do pH, uma determinação muito mais simples do que a do teor de Na trocável. Por isso, as referências clássicas a respeito de salinidade citam o pH como um critério de distinção entre solos afetados por Na (Richards, 1954).

Todavia, com a evolução na pesquisa foi possível constatar que nem sempre os solos sódicos estavam associados à presença de carbonatos, resultando em valores de pH inferiores aos anteriormente determinados. Houve, então, a substituição do termo *alcalino* pelo *sódico*, mas os sistemas de classificação, em sua maioria, continuaram usando o critério de pH para separar solos sódicos de não-sódicos.

No Nordeste do Brasil, encontram-se solos com PST de 50,5 %, no Perímetro Irrigado de São Gonçalo, na Paraíba (Pereira et al., 1982); de 86,3 %, no Perímetro Irrigado do Moxotó, em Pernambuco (Barros & Magalhães, 1989); de 63,2 %, no Perímetro Irrigado de Sumé, na Paraíba (Gheyi et al., 1995), dentre outros da mesma magnitude.

Coelho (1988) fez uma compilação de resultados de estudos sobre propriedades de solos sódicos e salino-sódicos do Estado do Ceará, para um melhor conhecimento da distribuição da salinidade/sodicidade no Estado (Quadro 2). Dos 513,1 ha estudados, 16,8 % dos solos apresentavam, na camada superficial, algum problema de salinidade, seja pelos sais de Na ou pelos sais neutros. O mesmo comportamento foi verificado em 22,6 % das amostras da camada de 20–40 cm e de 36,8 % da camada de 40–140 cm, evidenciando que o problema era agravado em profundidade. Os altos valores de

percentagens de Na influenciaram negativamente as propriedades físicas dos solos, principalmente no que se refere à estrutura, porosidade, condutividade hidráulica e infiltração da água.

Solos afetados por sais apresentam elevada variabilidade horizontal e verticalmente, quanto às propriedades físicas e químicas, além de alterações durante a época do ano. Para avaliar a variabilidade espacial, o uso da geoestatística pode ser bastante proveitoso, mapeando o acúmulo de sais nos solos. Usando esta ferramenta para avaliar o pH, a CE e a PST de um Neossolo Flúvico sob irrigação na Paraíba, Souza et al. (2000) concluíram que os problemas de salinidade e sodicidade aumentaram com a profundidade da camada estudada.

A textura dos solos também deve ser considerada, uma vez que os de textura mais grosseira são menos propensos aos efeitos nocivos de teores elevados de Na trocável, em termos de dispersão, do que os solos mais argilosos. Alia-se a isto a mineralogia dominante na fração argila. Caso ela seja composta apenas por minerais não-expansíveis do tipo 1:1, do grupo da caulinita, e com presença de óxidos de Fe e Al, é de se esperar que a dispersão não seja tão intensa; mas se existirem minerais expansíveis 2:1, como as esmectitas, a dispersão pode ser estimulada pela presença do Na, mesmo em menores teores (Freire et al., 2003).

A água usada na irrigação deve ser monitorada quanto aos teores e tipos de sais presentes para minimizar seu acúmulo nos solos. Contudo, isto raramente ocorre na prática. Esta água pode complementar os sais do solo com aportes da ordem de 4 t ha^{-1} ano^{-1}

Quadro 2. Distribuição dos solos normais, salinos, sódicos e salino-sódicos na área do Perímetro K do Projeto de Irrigação de Morada Nova, CE

Setor e área	Profundidade	Normal	Sódico	Salino	Salino-Sódico
	cm	%			
Setor 1	0-20	89,8	6,0	1,5	2,7
285,4 ha	20-40	84,4	5,7	3,2	6,7
	40-140	71,8	15,2	4,4	8,6
Setor 2	0-20	61,9	29,3	2,7	6,1
150,2 ha	20-40	57,2	16,6	0,3	25,9
	40-140	43,9	24,4	-	31,7
Setor 3	0-20	100,0	-	-	-
77,5 ha	20-40	90,7	9,3	-	-
	40-140	68,6	27,4	-	4,0
Total	0-20	83,2	11,9	1,6	3,3
três setores	20-40	77,4	9,4	1,9	11,3
513,1 ha	40-140	63,2	19,8	2,4	14,6

Fonte: Coelho (1988).

de sal em 10.000 m^3 de água aplicada. Segundo Valdivieso S. et al. (1988), num período de dez anos, a salinidade na camada superficial do solo pode apresentar elevação de 1 dS m^{-1} para valores médios superiores a 15 dS m^{-1}.

Macêdo (1988) cita que vários perímetros irrigados da Região Nordeste encontram-se com grande parte de sua área irrigada sob efeito dos sais em excesso. O autor exemplifica a situação de salinização em alguns perímetros: Custódia (PE) – 97,3 %; Ceraíma (BA) – 32,0 %; São Gonçalo (PB) – 52,0 %; Sumé (PB) – 61,0 % e Cachoeira II (PB) – 30,0 %.

Para estabelecer o potencial produtivo dos solos afetados por sais, é preciso conhecer a disponibilidade dos elementos essenciais às plantas, assim como outros elementos presentes e os possíveis desbalanços entre eles que possam afetar o crescimento e o desenvolvimento vegetal. Assim, torna-se de fundamental importância a concentração eletrolítica da solução do solo, o pH, os teores de cátions e ânions em solução, como também a CTC, os cátions em forma trocável e a determinação da necessidade de gesso para correção de solos sódicos. Desta forma, podem-se estimar a fertilidade e a capacidade produtiva desses solos.

Considerando a importância da concentração de sais nas águas de irrigação, bem como a relação entre esta e os teores de Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} e Cl^-, Nunes Filho et al. (2000) estudaram estas variáveis em águas subterrâneas e superficiais do Sertão de Pernambuco, visando obter uma classificação rápida e de baixo custo por meio da leitura da CE das águas em campo (Quadro 3). Fica evidente a elevação da CE com o aumento nas concentrações destes íons das águas. Para as águas subterrâneas, as concentrações de Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} foram quase equivalentes; contudo, para as superficiais, o Na^+ foi superior à soma de Ca^{2+} e Mg^{2+}, provocando desequilíbrios entre estes cátions, que podem desencadear problemas de dispersão de argila, comprometendo o comportamento físico de solos irrigados com estas águas. Quanto ao Cl^-, muitas das águas analisadas apresentaram teores elevados que podem afetar o crescimento vegetal por toxidez.

Maia et al. (1997, 1998), analisando a qualidade da água usada para irrigação em duas regiões do Estado do Rio Grande do Norte (Chapada do Apodi e Baixo Assu), encontraram águas classificadas desde C_1S_1 até C_4S_4[1] (Richards, 1954), com grande variabilidade. Para a região da Chapada do Apodi, as águas de maiores concentrações de sais corresponderam às de lagoa, enquanto, para o Baixo Assu, foram as de açude. Para as duas regiões, as águas de melhor qualidade foram, no geral as de rios e poços amazonas e tubulares. Isto demonstra, também, a importância da fonte de fornecimento de água, bem como do terreno em que ela está localizada, o que pode alterar o fornecimento de sais às águas e destas aos solos.

Por outro lado, Audry & Suassuna (1990), estudando a qualidade da água usada na irrigação no Trópico Semi-Árido, concluem que as águas de lençóis aluviais aproveitadas através de poços amazonas são as mais problemáticas. Elas apresentam variações sazonais e atingem níveis de salinidade elevados, ultrapassando, freqüentemente,

---

[1] C_1S_1: águas classificadas como baixo risco de salinização e sodificação; C_4S_4: águas classificadas como muito alto risco de salinização e sodificação.

Quadro 3. Relações entre as concentrações de Na^+, Ca^{2+} + Mg^{2+} e Cl^- na solução do solo, em $mmol_c$ L^{-1}, e a condutividade elétrica (CE, a 25 °C), em dS m^{-1}, em águas de irrigação do Sertão de Pernambuco

Equação	R^2
Água subterrânea	
$Na^+ = -0,710 + 4,765$ CE	0,91
$Ca^{2+}+Mg^{2+} = 0,287 + 4,673$ CE	0,83
$Cl^- = -0,569 + 6,152$ CE	0,93
Água superficial	
$Na^+ = -0,666 + 5,072$ CE	0,94
$Ca^{2+}+Mg^{2+} = 0,978 + 3,222$ CE	0,78
$Cl^- = -0,874 + 6,890$ CE	0,94

Fonte: Nunes Filho et al. (2000).

1,5 dS m^{-1} de condutividade elétrica na época da estiagem. O fato torna-se agravante, na medida que é nesta época que a disponibilidade de água é restrita e a demanda avapotranspiratória é maior, sendo requerida aplicação de maior quantidade de água na irrigação.

Os sais nas águas de irrigação vão interferir na composição do produto colhido, pelo fornecimento de sais às plantas. Assim, estudando variáveis de crescimento e qualidade de frutos de coqueiro anão, Ferreira Neto et al. (2002) observaram que o Cl^- é o íon de maior concentração na água do coco, seguido do K^+, e ambos se elevam com a salinidade da água de irrigação. Considerando esta CE da água correspondente a, aproximadamente, 1.000 mg L^{-1} de sais totais, a aplicação de uma lâmina de 100 mm forneceria ao solo 1.000 kg ha^{-1} de sais. O efeito residual do uso destas águas precisa ser avaliado, principalmente se os sais de Na^+ estiverem presentes em elevadas proporções em relação aos de Ca^{2+} e Mg^{2+}.

Em solos de textura mais grossa, geralmente com drenagem interna favorável, é mais fácil estabelecer um balanço hídrico capaz de manter os teores de sais em níveis aceitáveis para as culturas agrícolas, pela aplicação de lâminas adicionais para a retirada dos sais acrescentados pela irrigação. Em solos de textura mais fina, porém, com material argiloso reativo, o uso de águas que contenham sais pode acarretar a salinização em curtos períodos de tempo. Nestes, é necessária atenção especial com a drenagem e qualidade da água usada na irrigação.

Oliveira et al. (2002), estudando as propriedades de Neossolos Flúvicos no Perímetro Irrigado de Custódia, PE, encontraram minerais primários, como quartzo, feldspatos e micas, nas frações mais grossas, além de caulinitas, micas, esmectitas e interestratificados, na fração argila dos solos. Esta composição mineralógica pode justificar um aporte de sais pelo intemperismo das micas e feldspatos e a propensão à dispersão dos colóides pela presença de minerais de argila tipo 2:1, o que pode provocar a migração de colóides

ao longo do perfil, formação de camadas de impedimento e elevação do lençol freático. Esses autores recomendam que os solos só devem ser utilizados com agricultura após a implementação de sistema de drenagem e efetiva diminuição dos teores de Na trocável em excesso nos solos.

RELAÇÕES E EQUILÍBRIOS DE ÍONS NO SOLO

As desordens nutricionais em plantas cultivadas em solos salinos e sódicos podem acentuar as limitações impostas à produtividade. Adicionalmente, o lençol freático superficial e a baixa aeração do meio podem limitar o crescimento radicular, alterando a capacidade das raízes em suprir a planta adequadamente de nutrientes. Até mesmo o metabolismo do nutriente absorvido pode ser alterado pelas condições de salinidade (Chhabra, 1996).

Ao estabelecer um bom ajuste da fertilidade de solos salinizados, é preciso avaliar a situação local e a necessidade da planta a ser cultivada, a fim de se fornecer condições propícias em termos de fertilidade, até mesmo para contribuir com a capacidade de sobreviver e produzir satisfatoriamente apesar das adversidades do meio.

A disponibilidade de K tem sido considerada adequada, em razão da predominância de minerais micáceos que liberam o K no processo de intemperismo. Entretanto, sua absorção pelas plantas pode não ser tão fácil, dada a competição entre os cátions do solo, principalmente Na^+, Ca^{2+} e Mg^{2+}, geralmente em maiores concentrações do que o K^+.

Viégas et al. (2001), estudando o crescimento e a acumulação de solutos inorgânicos em plantas jovens de cajueiro em um experimento de 40 dias de duração, observaram que o teor de K foi fortemente reduzido, principalmente nas raízes, com a elevação da concentração de NaCl na solução nutritiva. Os autores atribuem este fato à elevação da permeabilidade da membrana celular provocada pelo excesso de Na, provocando perda de K para a solução externa. Em outro experimento de curta duração (8 dias), foi verificada uma redução na relação K/Na de 9,5 na testemunha para 0,2 nas plantas submetidas ao estresse salino. Para este tratamento, em um período mais longo, foi encontrada uma relação de 0,01 entre os teores de K e Na nas plantas de cajueiro.

Ferreira et al. (2001) verificaram diminuição na produção de matéria seca de plantas de goiabeira submetidas a estresse salino. Os autores relatam o desequilíbrio nutricional provocado pelo incremento da salinidade, com reduções nos teores de K, Ca e Mg e aumento nos teores de Na e Cl na matéria seca das raízes, caule e folhas da goiabeira, sendo tal constatação mais evidente nas folhas. Estas alterações nos teores de elementos nos tecidos das plantas refletem diretamente sobre a produtividade, muitas vezes restringindo o uso agrícola de solos com elevadas concentrações de sais.

Os micronutrientes, exceto o Mo e o Cl, sofrem redução na solubilidade em meios de pH neutro a alcalino. Desta forma, tornam-se pouco disponíveis para as plantas, podendo caracterizar estados de deficiência nutricional em solos afetados por sais, em que o pH está, geralmente, em torno da neutralidade.

De forma geral, verifica-se predominância de águas cloretadas sódicas, independentemente da salinidade dos locais e das fontes de origem. Nestas, os teores de Cl^- podem atingir valores superiores a 80 % do total de ânions presentes na água com salinidade elevada (CEa > 3,0 dS m^{-1}). Contudo, águas com baixa salinidade (CEa < 0,75 dS m^{-1}) podem ter concentrações de bicarbonato próximas ou superiores às de Cl^- (Silva Júnior et al., 1999). Para os autores, as relações Cl^-/HCO_3^- e $Na^+/(Ca^{2+} + Mg^{2+})$ apresentam uma relação direta com o incremento da salinidade das águas, atribuindo este fato à elevada solubilidade dos cloretos em relação à solubilidade dos bicarbonatos de Ca e Mg. O aumento da concentração salina das águas proporciona elevação nos teores de NaCl, em detrimento dos teores de bicarbonatos de Ca e Mg, que tendem a precipitar em virtude da baixa solubilidade.

Monitorando os sais em amostras de água de irrigação do Projeto Vereda Grande (Boqueirão-PB), Macêdo & Menino (1998) destacaram concentrações médias de Na e Cl de 8,59 e 10,53 $mmol_c$ L^{-1}, respectivamente, em concentrações superiores à toxidez específica (> 3 $mmol_c$ L^{-1}), o que pode limitar a absorção de água pelos vegetais de maneira crescente, principalmente pelo tipo de sistema de irrigação utilizado (aspersão) e pela significativa presença de bicarbonato (0,97–3,20 $mmol_c$ L^{-1}), que restringe esse tipo de rega em locais de elevada evaporação. Os autores concluíram que a água utilizada para irrigação apresenta risco crescente de salinização dos solos, além da toxidez induzida pelo Na e Cl.

Somente uma avaliação periódica dos teores de elementos em solos e águas a serem usadas na irrigação, acompanhando as proporções citadas (PST, RAS), pode assegurar o potencial de uso destas áreas sem provocar degradação por salinização e, ou, sodificação.

CORREÇÃO DA SALINIDADE E SODICIDADE

Quando o controle da salinidade e sodicidade não é efetivo, a degradação deverá ser revertida por meio da correção dos excessos de sais solúveis e de Na trocável em particular. Esta correção, geralmente, é bastante onerosa e nem sempre atinge os objetivos almejados, pelas dificuldades de incorporação dos corretivos em solos com problemas físicos.

Técnicas de recuperação de solos com sais em excesso são de grande importância, à medida que possibilitam o seu retorno ao processo de produção. Contudo, para que a questão seja realmente solucionada, é preciso que os sais sejam removidos do solo e subsolo para uma profundidade bem abaixo da zona de penetração das raízes das culturas e haja uma prevenção ao retorno dos sais à camada de solo cultivada.

A correção e o manejo de solos afetados por sais vão depender do tipo de problema ao qual estão associados, em termos de sais solúveis e Na trocável. Quando o solo é apenas salino, a correção limita-se à lixiviação dos sais associada a um sistema de drenagem adequada que propicie a retirada dos sais em excesso do perfil do solo, ou seja, uma redução nos teores de sais na solução do solo.

Para manter os níveis de sais solúveis do solo em uma faixa tolerável, ou mesmo para retirar seu excesso, é utilizada uma lâmina adicional de água, além do uso consultivo da cultura, para promover a retirada destes sais do perfil do solo, a chamada lâmina de lixiviação. Entretanto, para que esta prática obtenha sucesso, faz-se necessária a existência de um sistema de drenagem eficiente, natural ou artificial. Como essa remoção de sais é efetivada por lixiviação, a drenagem interna do solo torna-se extremamente importante para a dessalinização e para o controle da salinidade (Bernstein, 1974).

No cálculo da lâmina de irrigação sobre uma área salina por corrigir, devem ser observados os teores de sais na água de irrigação, os teores tolerados pela cultura e o consumo de água pela planta (Richards, 1954).

Para equacionar o problema de solos salinos, é necessário quantificar o volume de água suficiente e o tempo de lixiviação da água no solo. Existem várias equações empíricas e semi-empíricas para determinar a lâmina de água necessária à lixiviação dos sais da zona das raízes. A necessidade de lixiviação é definida como a fração de água de irrigação infiltrada que deve lixiviar através da zona das raízes para manter a salinidade do solo em determinado nível. A necessidade de lixiviação para controle da salinidade, baseada no modelo de balanço de sais, é dada pela equação de Rhoades (Bernstein, 1974):

$$NL = \frac{CEai}{5CEes - CEai}$$

em que NL - necessidade de lixiviação (mm); CE_{ai} - condutividade elétrica da água de irrigação(dS m^{-1}); CE_{es} - média da condutividade elétrica do extrato de saturação do solo (dS m^{-1}) para a cultura de interesse e que proporciona a redução de 10 % no seu rendimento (dados tabelados – Quadro 4).

Já no caso de os teores de Na trocável estarem elevados (solos sódicos), faz-se necessária a substituição deste por outro cátion, sendo o Ca o mais utilizado. A correção baseia-se no fornecimento de um sal de Ca ao solo para que este possibilite a saída do Na do complexo de troca, que será lixiviado com uma lâmina de irrigação excedente. Assim, é necessário o uso de um corretivo químico associado a uma lâmina de lixiviação e de um sistema de drenagem para a retirada do Na do perfil do solo.

Por isso, a correção de solos sódicos é, geralmente, mais difícil do que a de solos salinos. Vários corretivos têm sido testados para reduzir o teor de Na trocável em solos sódicos e sua escolha vai depender das características do solo a ser corrigido, bem como da disponibilidade e do custo dos materiais (Richards, 1954; Seatz & Peterson, 1967).

O gesso é o corretivo mais utilizado pelo seu baixo custo. Contudo, pela reduzida solubilidade, requer mais tempo e quantidade de água do que outros corretivos (Prather et al., 1978). A aplicação do gesso é efetiva na substituição de Na por Ca, sendo caracterizada por dois tipos de reações químicas: (1) íons Ca substituem o Na trocável, convertendo argila-Na em argila-Ca, e (2) o gesso tende a reagir com o Na_2CO_3, originando o $CaCO_3$ e o Na_2SO_4, que será lixiviado (Kelley, 1951), obtendo-se, assim, a diminuição dos teores de Na do solo.

Podem ser utilizados também o S, ácido sulfúrico, sulfato de Fe ou cloreto de Ca. A efetividade do S depende de sua oxidação e da presença de compostos de Ca no solo,

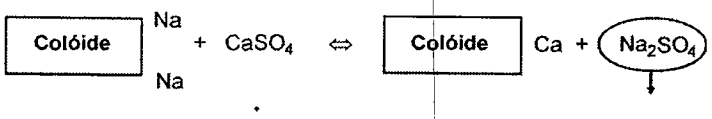
Quadro 4. Tolerância e potencial de produção de culturas sob influência da salinidade da água de irrigação (CEai) ou salinidade do extrato de saturação do solo (CEes)[1]

Cultura	Potencial de produção[2]									
	100 %		90 %		75 %		50 %		% "Máxima"	
	CEes	CEai	CEes	CEai	CEes	CEai	CEes	CEai	CEes	CEai
Algodão (*Gossypium hirsutum*)	7,7	5,1	9,6	6,4	13,0	8,4	17,0	12,0	27,0	18,0
Beterrada (*Beta vulgaris*)	7,0	4,7	8,7	5,8	11,0	7,5	15,0	10,0	24,0	16,0
Sorgo (*Sorghum bicolor*)	6,8	4,5	7,4	5,0	8,4	5,6	9,9	6,7	13,0	8,7
Trigo (*Triticum aestivum*)	6,0	4,0	7,4	4,9	9,5	6,3	13,0	8,7	20,0	13,0
Soja (*Glycine max*)	5,0	3,3	5,5	3,7	6,3	4,2	7,5	5,0	10,0	6,7
Feijão caupi (*Vigna unguiculata*)	4,9	3,3	5,7	3,8	7,0	4,7	9,1	6,0	13,0	8,8
Feijão (*Phaseolus vulgaris*)	1,0	0,7	1,5	1,0	2,3	1,5	3,6	2,4	6,3	4,2
Amendoim (*Arachis hypogaea*)	3,2	2,1	3,5	2,4	4,1	2,7	4,9	3,3	6,6	4,4
Arroz (*Oriza sativa*)	3,0	2,0	3,8	2,6	5,1	3,4	7,2	4,8	11,0	7,6
Cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*)	1,7	1,1	3,4	2,3	5,9	4,0	10,0	6,8	19,0	12,0
Milho (*Zea mays*)	1,7	1,1	2,5	1,7	3,8	2,5	5,9	3,9	10,0	6,7
Tomate (*Lycopersicon esculentum*)	2,5	1,7	3,5	2,3	5,0	3,4	7,6	5,0	13,0	8,4
Brócolis (*Brassica oleracea* botrytis)	2,8	1,9	3,9	2,6	5,5	3,7	8,2	5,5	14,0	9,1
Batata (*Solanum tuberosum*)	1,7	1,1	2,5	1,7	3,8	2,5	5,9	3,9	10,0	6,7
Alface (*Lactuca sativa*)	1,3	0,9	2,1	1,4	3,2	2,1	5,1	3,4	9,0	6,0
Cebola (*Allium cepa*)	1,2	0,8	1,8	1,2	2,8	1,8	4,3	2,9	7,4	5,0
Cenoura (*Daucus carota*)	1,0	0,7	1,7	1,1	2,8	1,9	4,6	3,0	8,1	5,4
Laranja (*Citrus sinensis*)	1,7	1,1	2,3	1,6	3,3	2,2	4,8	3,2	8,0	5,3
Morango (*Fragaria* sp.)	1,0	0,7	1,3	0,9	1,8	1,2	2,5	1,7	4,0	2,7

[1] CEes corresponde à salinidade média da zona radicular, representada pela condutividade elétrica do extrato de saturação do solo, em dS m^{-1} a 25 °C; CEai corresponde à condutividade elétrica da água de irrigação, em dS m^{-1} a 25 °C.
[2] O potencial de produção zero, ou CEes máxima, indica a salinidade teórica do solo na qual o crescimento da cultura é interrompido.
Fonte: Retirado de Ayers & Westcot (1985).

para que haja a substituição do Na trocável pelo Ca. Caso não ocorra a presença deste, o Na poderá ser substituído por H^+ (Kelley, 1951). As principais reações químicas dos solos durante o processo de correção podem ser resumidas da seguinte maneira:

Gesso



Deve ser considerado não só o Na ligado às partículas (trocável), como também aquele na forma solúvel ou de sais no solo, pois ambos estão em equilíbrio dinâmico e podem ser substituídos mutuamente.

Enxofre ou Ácido Sulfúrico

$$2S + 3O_2 \Leftrightarrow 2SO_3$$
$$SO_3 + H_2O \Leftrightarrow H_2SO_4$$
$$H_2SO_4 + CaCO_3 \Leftrightarrow CaSO_4 + H_2CO_3$$
$$H_2CO_3 \Leftrightarrow H_2O + CO_2$$

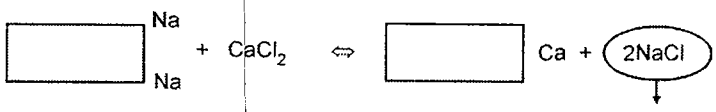
Para que o S atue na correção destes solos, é preciso, inicialmente, que haja sua oxidação, realizada por bactérias no solo. Depois, tanto para o S quanto para o ácido sulfúrico, é essencial que o solo contenha carbonatos de Ca, que possibilitem a formação do sulfato de Ca, cátion necessário na substituição do Na.

Sulfato Ferroso

$$FeSO_4 + H_2O \quad \Leftrightarrow \quad FeO + H_2SO_4$$

Da mesma forma, o ácido sulfúrico formado pelo sulfato de Fe no solo vai combinar-se ao carbonato de Ca, originando o sulfato de Ca, que atuará sobre o Na do solo.

Cloreto de Cálcio



O cloreto de Ca é um sal de elevada solubilidade e bastante efetivo na recuperação de solos com problemas de Ca, mas o alto custo envolvido impossibilita seu uso na prática de campo.

Pesquisas têm sido desenvolvidas com o intuito de escolher entre os corretivos os que promovem melhor correção, a baixos custos e tempo reduzido. São também testados doses de corretivos, modos de aplicação, bem como sua associação com o uso de águas de média salinidade (Aboul Roos et al., 1976; Prather et al., 1978; Ferreyra & Coelho, 1984; Barros & Magalhães, 1989; Barros et al., 2004).

As determinações de Na trocável e capacidade de troca de cátions servem como guia para estimar as quantidades de corretivos químicos necessários para reduzir as percentagens de Na trocável de solos sódicos a níveis desejados (Richards, 1954). Os cálculos são feitos em termos de mol_c de Ca capazes de substituir os mol_c de Na a corrigir no solo, à profundidade desejada.

Segundo Vitti et al. (1995), a necessidade de gesso pode ser calculada pela seguinte expressão:

$$NG = [(PSTi - PSTf) \times CTC \times 86 \times h \times d]/100$$

em que NG - necessidade de gesso (kg ha^{-1}); (PST_i - PST_f) - diferença entre a percentagem de saturação por Na inicial do solo, e a final desejada; CTC - capacidade de troca de cátions ($cmol_c$ kg^{-1}); h - profundidade (espessura da camada) do solo que se deseja recuperar (cm); d - densidade do solo (kg dm^{-3}).

Dependendo da percentagem de Na trocável inicial do solo, do tipo de solo e da tolerância da cultura, pode-se estimar a percentagem de Na trocável final desejável após a correção.

Os corretivos devem ser espalhados a lanço e incorporados. A incorporação é especialmente importante quando se usa S, devendo-se ter o cuidado de propiciar rápida oxidação à forma de sulfato. Os solos sódicos devem ser lixiviados após a aplicação dos corretivos, uma vez que a água aplicada dissolve e transporta o corretivo verticalmente, removendo os sais de Na solúveis que se formam após a troca de cátions.

Quando o corretivo utilizado é o S, a lixiviação só deve ocorrer de 30 a 60 dias após a aplicação, tempo necessário para que haja oxidação e formação de sulfato de Ca que deslocará o Na do complexo de troca. No entanto, no caso deste corretivo, o solo deve ser umedecido após a aplicação para que o processo de oxidação microbiana seja rapidamente promovido.

Técnicas de recuperação e manejo dos solos salinos e sódicos ainda estão sendo desenvolvidas e testadas em estádio atrasado, principalmente no que se refere às condições do Brasil. Barros & Magalhães (1989), utilizando o gesso e uma lâmina de irrigação de 100 mm, demonstraram uma significativa redução da PST em solos de Perímetros Irrigados administrados pelo DNOCS em Pernambuco (Quadro 5).

Entretanto, pelos teores bastante elevados de Na na maioria dos solos desta região, há grandes dificuldades em implementar a correção na prática, pois os solos apresentam-se altamente dispersos, dificultando a incorporação do corretivo e a penetração da água no perfil.

Condicionadores orgânicos (esterco de curral, casca de arroz e vinhaça) também podem contribuir na redução da PST, possivelmente em virtude da liberação de CO_2 e ácidos orgânicos, durante a decomposição da matéria orgânica, quando submetida às condições de lixiviação, além de atuarem como fontes de Ca e Mg, em detrimento do Na. Avaliando a possibilidade de uso desses produtos na recuperação de solos salino-sódicos, Gomes et al. (2000) relataram reduções na PST, nas camadas de 0–20 e 20–40 cm de profundidade do solo, com destaque para a camada mais superficial, onde ocorreram diminuições de 48,5 para 14 %, no tratamento com esterco de curral; de 46 para 29 %, no

Quadro 5. Efeito do gesso aplicado na superfície do solo e lixiviado com uma lâmina de água de 100 mm

Localização	PST inicial	Gesso aplicado	PST final
	%	$cmol_c\ dm^{-3}$	%
Ibimirim - 17	52,94	6,21	9,63
		12,43	8,91
		18,64	7,66
Custódia - 07	35,95	3,52	24,84
		7,05	16,99
		10,57	8,71

Fonte: Barros &Magalhães (1989).

tratamento com casca de arroz, e de 25 para 17,7 %, no tratamento com gesso. Segundo esses autores, no cultivo de arroz sob inundação, a salinidade (CEes), a percentagem de sódio trocável (PST) e o pH do solo tendem a diminuir com o tempo, principalmente na camada superficial (0–20 cm), independentemente do emprego dos condicionadores químicos ou orgânicos. Os menores valores de PST no solo foram obtidos com o uso do gesso, enquanto os menores valores de salinidade (CEes) no solo foram alcançados com a utilização da vinhaça.

Por outro lado, Gheyi et al. (1995), trabalhando no Perímetro Irrigado de Sumé (PB), também constataram que solos salinos-sódicos são passíveis de recuperação apenas com lixiviação, desde que os drenos circunvizinhos sejam aprofundados e mantidos limpos até à profundidade de 1,5 m.

Trabalhando com a recuperação de um Neossolo Flúvico (Aluvial) sódico com a adoção de um sistema de drenagem subsuperficial, associado a diferentes tratamentos vegetativo, químico e mecânico, Oliveira Júnior et al. (1998) obtiveram melhoria significativa na drenabilidade do perfil do solo, com redução na PST de 25,8 para 10,0 %. Os demais tratamentos consistiram da incorporação da matéria verde de feijão-de-porco (vegetativo), da realização de aração, gradagem e subsolagem (mecânico) e da aplicação de gesso como corretivo (químico). Segundo os autores, o rendimento da cultura do melão, instalada após a recuperação, mostrou-se tecnicamente viável, necessitando, apenas, de estudos econômicos de análise do investimento para verificar a relação custo/benefício.

Esta linha de recuperação, associando tratamentos mecânicos, químicos e de adição de materiais orgânicos, vem sendo adotada para alguns solos do Nordeste. Holanda et al. (1998) testaram o tipo de preparo do solo (convencional e convencional com subsolagem) e a aplicação de condicionadores (gesso, esterco de curral e palha de carnaúba) na recuperação de um solo Aluvial salino-sódico. Tanto a adição de condicionadores quanto a operação de subsolagem promoveram melhorias nas propriedades do solo, aumentando os teores de Ca, reduzindo os de Na e, portanto, a percentagem de Na trocável.

Em uma avaliação econômica da recuperação de solos salinos, apenas com a adoção de um sistema de drenagem, Valdivieso S. et al. (1988) encontraram um custo de US$ 1.418,90 por hectare. Aliando a isso os custos com a aplicação de condicionadores químicos, dependendo do potencial de retorno da cultura e do poder aquisitivo do produtor, este custo pode tornar a correção inviável; a não ser que haja incentivos para a recuperação destas áreas, bem como o direcionamento para culturas de maior retorno econômico para o produtor.

Quimicamente, nas amostras de água devem ser determinados: condutividade elétrica (dS m^{-1} a 25 °C), sólidos solúveis totais (mg L^{-1}), concentração de cátions Na, Ca, Mg e K, ânions Cl^-, SO_4^{2-}, CO_3^{2-} e HCO_3^{2-} (mg L^{-1}). Tais análises permitem monitorar a qualidade da água para irrigação em diferentes épocas do ano, o que poderá sugerir técnicas adequadas de manejo, evitando, ou mesmo impedindo, que a água seja um fator agravante no processo de aceleração da salinidade/sodicidade dos solos.

Seria, portanto, de grande interesse que uma nova atenção fosse dispensada à situação particular de solos e clima, para que fossem usadas técnicas próprias, desenvolvidas para eles. Sendo tratados de maneira adequada, estes solos poderão retornar à condição de solos normais, ou mesmo, não desenvolver salinidade. Isto proporcionaria um acréscimo nas áreas produtivas, incorporando solos que, geralmente, apresentam boa fertilidade natural.

DISPONIBILIDADE DE FÓSFORO EM SOLOS ALCALINOS

O P tem sido encontrado em teores adequados nesses solos, observando-se, inclusive, aumentos no P solúvel com aumentos no pH em níveis não muito elevados. Em solos sódicos calcários, a maior parte do P está na forma de P-Ca (54 %) e em formas inorgânicas residuais de P (28 %) (Gupta & Abrol, 1990). Portanto, a carência deste elemento pode não constituir problema para tais solos.

Os métodos para a determinação de P disponível em solos têm sido de grande importância na avaliação da fertilidade, o que não poderia ser diferente em solos afetados por sais. Embora as peculiaridades destes solos não sejam as mesmas dos de clima úmido e subúmido, com elevado grau de intemperismo e grande poder de fixação de P, outros fatores contribuem para a baixa disponibilidade de P para as plantas. Dentre estes, o pH e as altas concentrações de cálcio assumem destaque, causando, muitas vezes, deficiências deste elemento para as plantas.

Muitos métodos existem para determinar o P disponível em solos, variando em princípios e detalhes da técnica (Olsen & Sommers, 1982). Deve-se ter o cuidado na seleção do melhor método para cada solo em especial, de forma a evitar recomendações equivocadas.

As determinações de P disponível apresentam duas fases distintas, primeiro a extração da fração de P do solo desejada; e depois, a dosagem do P no extrato. O método mais sensível e mais amplamente usado para determinar a concentração de P é o da formação do complexo fosfomolíbdico reduzido, de coloração azul, que tem a intensidade de cor relacionada com a concentração de P e medida por colorimetria (Olsen & Sommers, 1982).

Já os métodos de extração variam conforme as características dos solos em questão, destacando-se três tipos de extratores: os ácidos fortes diluídos, desenvolvidos para solos ácidos (Mehlich-1); os alcalinos, desenvolvidos para solos de reação alcalina e, ou, calcários (Olsen), e os de efeito complexante, desenvolvidos para solos de reação neutra a ácida, principalmente aqueles fertilizados com fosfatos naturais (Bray-1). Em conjunto, esses extratores apresentam características peculiares que lhes dão vantagens e desvantagens relativas.

O método de extração de P indicado para solos com sais é o do $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1} a pH 8,5, desenvolvido para solos calcários, alcalinos ou neutros, os quais contêm fosfatos de Ca. Este extrator reduz a concentração de Ca em solução pela precipitação de $CaCO_3$, resultando no aumento da concentração de P em solução (Olsen & Sommers, 1982; Tan, 1996).

Santos & Gheyi (1994) verificaram uma elevação no teor de P em folhas de bananeira com o uso de água salina preparada a partir de bicarbonato de Na e cloretos de Ca, Mg e Na. Possivelmente, o uso de águas bicarbonatadas incrementa maior precipitação de carbonatos de Ca, em detrimento ao fosfato de Ca, deixando o P mais disponível para as plantas.

Pelo que foi discutido, é premente a necessidade de mais pesquisas que envolvam adsorção de P, correlação e calibração de extratores, para determinar níveis críticos e doses recomendáveis para solos afetados por sais, visto que o comportamento deste elemento sofre influência das condições específicas locais, não sendo adequado utilizar métodos e critérios estabelecidos em outras regiões do País, de características extremamente diferentes.

IMPORTÂNCIA DA MATÉRIA ORGÂNICA EM SOLOS AFETADOS POR SAIS

Em solos com excesso de Na (solos sódicos), os constituintes da matéria orgânica encontram-se em forma dispersa no solo, promovendo o escurecimento da superfície, fenômeno que promoveu a denominação destes solos de "álcalis negros", citada na literatura mais antiga a respeito do assunto (Kelley, 1951).

Em geral, a matéria orgânica atua como agente ligante entre os componentes dos solos, interferindo, de maneira positiva, em suas propriedades físicas, aumentando a condutividade hidráulica e a infiltração de água, o que também se pode esperar em solos afetados por sais.

De fato, os efeitos da matéria orgânica em solos salinos e sódicos podem ser considerados positivos, ao promover maior agregação das partículas do solo, com diminuição da dispersão promovida pelo Na. Contudo, destaca-se, também, o seu possível efeito negativo em algumas situações, incrementando a dispersão. Isto pode ser atribuído à maior afinidade dos compostos orgânicos pelo Ca em relação aos colóides minerais. Assim, o aumento do teor de matéria orgânica em solos sódicos pode provocar uma distribuição desuniforme de Ca e Na ligados a partículas orgânicas e minerais e, com maior proporção de Ca retido nos colóides orgânicos, a fração inorgânica estaria mais saturada por Na, incrementando a dispersão (Naidu et al., 1995).

Diversos tipos de compostos orgânicos podem estar presentes e em diferentes teores em solos afetados por sais, além de apresentar diferentes teores e tipos de sais já discutidos. Acredita-se que estudos que envolvam a associação de níveis de sodicidade e salinidade com teores e fontes de matéria orgânica poderiam elucidar os questionamentos sobre as interações desses componentes nos solos.

Por outro lado, a salinidade e a sodicidade também interferem na composição orgânica dos solos, em que o Na em solução diminui o estado de agregação entre partículas minerais e orgânicas, além dos efeitos químicos e físicos dos sais sobre os compostos orgânicos. Indiretamente, o pH geralmente mais elevado também influi nestas alterações. Naidu et al. (1995) citam que o aumento da sodicidade chega a mobilizar acima de 40 % da matéria orgânica dos solos, seja como colóides orgânicos, seja como complexos argila-matéria orgânica.

A sodicidade também afeta a atividade biológica, com a inibição total da nitrificação em PST superior a 70 % (Laura, 1976). Ainda segundo esse autor, a relação ácidos húmicos/ácidos fúlvicos aumenta com a PST, e o C torna-se mais facilmente extraível em altos valores de PST.

Estudos sobre a natureza das interações que ocorrem entre os sais solúveis e o Na trocável com os tipos de compostos orgânicos precisam ser incentivados e realizados, com vistas em verificar o potencial de uso de resíduos orgânicos em solos afetados por sais, bem como os efeitos destes sais na composição dos solos, contribuindo para o entendimento do comportamento físico e químico destes solos e para a implementação de técnicas de manejo com base científica confiável.

DISPONIBILIDADE DE NITROGÊNIO EM SOLOS SALINOS

Em geral, pelas condições adversas impostas pelas características destes solos, a fauna e a flora presentes são limitadas. Apenas espécies adaptadas conseguem sobreviver, mas nem sempre conseguem expressar seu desenvolvimento máximo. Portanto, o N associado à matéria orgânica encontra-se em pequenas quantidades, limitando, mais uma vez, a produtividade já comprometida. Torna-se necessário, então, fornecer N ao solo por meio de fertilizantes químicos ou matéria orgânica. A uréia é uma das fontes de N mais utilizadas para as culturas; contudo, ao ser hidrolisada a amônia e CO_2 pela enzima urease, as perdas de N (NH_3) por volatilização constituem a maior desvantagem do uso deste produto. Segundo Gupta & Abrol (1990), estudos ainda estão sendo desenvolvidos para determinar o efeito de várias propriedades do solo sobre a volatilização de amônia; entretanto, o pH elevado do solo tem sido indicado como fator de grande contribuição para essa perda. Por este motivo, tem sido destacada a maior necessidade de fertilizante nitrogenado em cultivos sobre solos salinizados. Uma prática que pode amenizar esta perda é a incorporação imediata ou a aplicação do fertilizante

nitrogenado a uma profundidade de 6–7 cm para culturas em geral, ou mesmo 10 cm, para o caso do arroz, ou a substituição da uréia pelo sulfato ou nitrato de amônio, menos propensos às perdas de NH_3 por volatização. Esses autores citam também a substituição de formas minerais de N pela incorporação de adubos verdes ao solo.

USO DE CULTURAS TOLERANTES E FITORREMEDIAÇÃO

Solos afetados por sais podem exercer efeito prejudicial sobre as plantas por diversas formas: a acumulação de sais solúveis em solos leva à plasmólise das células, inibindo o crescimento vegetal, visto que a água move-se da planta para a solução do solo; a presença de elevadas quantidades de Na pode promover a dispersão das partículas do solo que, sob processos de umedecimento e secagem, chegam a formar crostas impermeáveis na superfície, além do decréscimo na porosidade e, conseqüentemente, na aeração do solo; e sob condições de salinidade elevada, o pH pode apresentar valores demasiadamente altos, reduzindo a disponibilidade de muitos micronutrientes, tais como: Fe, Cu, Zn, Mn e B (Tan, 1993). Aliado a estes fatores, podem ocorrer também a toxidez pelo Na sobre o metabolismo e a nutrição das plantas, ou do HCO_3^-, Cl^- e outros ânions e a deficiência de O_2, pela degradação da estrutura do solo.

A adaptação de plantas aos sais envolve reações metabólicas (síntese de solutos orgânicos) e o fenômeno de transporte (extrusão de íons da membrana plasmática e compartimentalização vacuolar). Como já discutido, o efeito prejudicial de sais sobre as plantas envolve o estresse osmótico e a toxidez do íon específico. O componente osmótico resulta da desidratação e perda de turgor induzida pela elevada concentração de sais externamente às raízes.

Segundo Serrano & Gaxiola (1994), para a tolerância das plantas a condições de salinidade, é essencial o desenvolvimento dos mecanismos de: síntese de solutos orgânicos (prolina, betaína etc.); sistemas de transporte de Na^+ e Cl^- nas membranas (vacuolar e plasmática) e atividades celulares sensíveis à perda de turgor, desidratação ou altas concentrações de Na^+ ou Cl^-.

O crescimento adequado das plantas em solos afetados por sais depende de alguns fatores, incluindo a constituição fisiológica da planta, seu estádio de desenvolvimento e hábito de crescimento do sistema radicular. Também devem ser consideradas as propriedades dos solos, incluindo a natureza dos vários sais, suas quantidades relativas, a concentração total e a distribuição no solo, além de sua estrutura, drenagem e aeração.

A capacidade de manter a integridade da membrana celular e a seletividade de íons em condições de salinidade é essencial à manutenção do equilíbrio fisiológico interno das plantas. Neste contexto, a relação K^+/Na^+ nos tecidos vegetais tem sido considerada como uma variável indicadora de adaptação à salinidade, em que plantas capazes de mantê-la superior a 1,0 têm sido enquadradas como tolerantes (Viégas et al., 2001).

Um sistema biológico sob estresse salino provavelmente usa mais energia do que se encontrasse na ausência de estresse. Uma planta, quando exposta a elevadas concentrações de sais, consome energia metabólica extra em processos relativos a ajustes osmóticos nas células. Sem este ajuste, a planta perde água para o solo salino adjacente, desidrata e morre. O consumo de energia no ajuste osmótico ao estresse salino reduz a energia utilizável no crescimento e, assim, influencia a produtividade. Resta definir se este gasto de energia provoca reduções que impossibilitem o uso agrícola de determinada cultura, com retorno econômico satisfatório.

Testando os efeitos da salinidade no crescimento e no teor de nutrientes em cultivares de bananeira, Araújo Filho et al. (1995) verificaram que o aumento da salinidade afetou a altura das plantas, o diâmetro do pseudocaule, a área foliar e a matéria seca tanto da parte aérea quanto das raízes das plantas de bananeira. Entretanto, dois cultivares testados (Nanica e Nanicão) apresentaram-se mais tolerantes que as outras (Pacovã e Mysore), aos níveis crescentes de sais, confirmando a possibilidade de utilização de plantas mais tolerantes em condições de elevada salinidade.

Efetivamente, algumas espécies ou variedades apresentam maior tolerância e capacidade de adaptação a estes ambientes, possivelmente pelo uso de mecanismos fisiológicos de adaptação ao longo de sua evolução. Encontram-se referências na literatura a estudos sobre sorgo (Fernandes et al., 1994), bananeira (Araújo Filho et al., 1995), milho (Azevedo Neto & Tabosa, 2000), dentre outras culturas.

A germinação é, geralmente, o estádio mais sensível do ciclo de vida da planta ao estresse salino, levando a crer que o principal efeito salino é osmótico. Contudo, desde que alguns sais são mais inibidores que outros, os efeitos tóxicos específicos também devem estar envolvidos.

Pela necessidade de absorção de água na fase de germinação e fragilidade das plântulas recém-germinadas, a maioria das culturas são mais sensíveis à salinidade nestas fases iniciais de seu crescimento. Diversos autores têm demonstrado este fato claramente (Oliveira Jr. et al., 1998; Nóbrega Neto et al., 1999; Rodrigues et al., 2002).

Oliveira et al. (1998), estudando os efeitos da salinidade da água de irrigação sobre a germinação de sementes de três cultivares de melão, observaram reduções na germinação com o aumento da salinidade da água de irrigação, com diferenças entre as variedades; muito embora as três variedades estudadas tenham sido consideradas de tolerância moderada. Entretanto, o melão cultivado sob o estresse salino apresenta reduções na área foliar, altura de planta e produção de massa seca, acarretando diminuição na produtividade da cultura (Alencar et al., 2003).

Em estudo com leucena, Nóbrega Neto et al. (1999) verificaram decréscimo na velocidade de germinação, à medida que aumentaram as concentrações de sais do substrato, evidenciando que a adição do NaCl contribui para o retardamento na emergência das plântulas, o que levou os autores a concluírem ser este um fator preponderante na velocidade de germinação da espécie (Nóbrega Neto et al., 1999). Entretanto, apesar de ocorrer redução na percentagem de germinação, a leucena germinou em todas as concentrações de NaCl utilizadas, indicando que a espécie é tolerante na fase germinativa.

Algumas espécies são capazes de diminuir a salinidade dos solos, como é o caso da algaroba (*Prosopis juliflora*). Maliwal et al. (1991), trabalhando com esta espécie, verificaram sua capacidade de reduzir a salinidade, medida pela condutividade elétrica, em todas as profundidades do perfil. A planta proporcionou também decréscimos nos valores de PST dos solos até à profundidade de 15 cm. Os autores acreditam que as plantas tenham reduzido a ascensão de água com sais no perfil do solo, visto que sua demanda por água nos meses secos anulou as forças de capilaridade do solo.

Pela capacidade de assimilar sais, as plantas do gênero *Atriplex* têm sido estudadas como recuperadoras de áreas degradadas pela salinização. Porto et al. (2001) obtiveram uma retirada de sais de 1.145 kg ha^{-1} durante um ano de cultivo de *Atriplex numularia*. Esses autores consideram que o potencial de retirada de sais pela *Atriplex* pode ser bastante significativo quando forem utilizadas águas comuns na região. Entretanto, é preciso que seja adotado um manejo adequado, com podas freqüentes e retirada do material da área para uso na pecuária ou concentração por outros meios (queima para obtenção de cinzas, áreas de acúmulo, etc.), pois, do contrário, o sal extraído retornaria ao solo com a deposição dos resíduos da planta e sua posterior mineralização.

O potencial de fitorremediação da *Atriplex* ainda precisa ser confirmado em pesquisas adicionais. Para isso, devem ser testadas outras plantas, como a algaroba e a leucena, com o objetivo de selecionar os cultivares mais adequados para a recuperação de ambientes degradados pela salinidade e sodicidade. Planos de recuperação destas áreas degradadas poderiam permitir a expansão de culturas comerciais, inicialmente com espécies tolerantes mais adaptadas e capazes de produzir satisfatoriamente sob condições de estresse salino.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Fica evidente que a fertilidade de solos afetados por sais envolve muito mais a retirada dos elementos em excesso para corrigir os possíveis desequilíbrios entre cátions e ânions do que o fornecimento de nutrientes via fertilização.

O manejo adequado do sistema solo-água-planta é de fundamental importância para evitar o desencadeamento dos processos de degradação promovidos pela salinização e sodificação dos solos. A utilização de espécies e variedades adaptadas, irrigadas com águas de salinidade controlada em termos de teores e tipos de sais, o manejo da irrigação juntamente com a drenagem, mantendo um balanço adequado de sais no solo, devem ser monitorados para não permitir a expansão de áreas salinas.

Em solos já salinizados, a solução seria planejar a recuperação com o uso de corretivos, espécies fitorremediadoras e lâminas de lixiviação, acompanhadas por um sistema de drenagem adequado e pelo monitoramento das propriedades dos solos e da água usada na irrigação.

O problema da salinização não se restringe a lotes independentes, nem mesmo a projetos de irrigação individuais, já que os sais se movimentam com a água do lençol

freático, atingindo áreas muitas vezes distantes. Por isso, a questão deve ser enfocada numa escala mais ampla, pois a contaminação provocada localmente poderá comprometer todo o ambiente, mesmo a longas distâncias. Adicionalmente, as técnicas de manejo das áreas salinas devem ser desenvolvidas para a situação específica do local onde ocorre o problema, o que é condição para o sucesso no controle da salinidade e para a real expressão da capacidade produtiva destes solos que, freqüentemente, apresentam boa fertilidade natural.

LITERATURA CITADA

ABOUL ROOS, S.A.; AWADALLA, E.A. & KHALAF, M.A. Use of gypsum and water with high salt content in reclamation of sodic soil. Z. Pflanzenernaehr, 6:725-730, 1976.

ALENCAR, R.D.; PORTO FILHO, F.Q.; MEDEIROS, J.F.; HOLANDA, J.S.; PORTO, V.C.N. & FERREIRA NETO, M. Crescimento de cultivares de melão amarelo irrigadas com água salina. R. Bras. Eng. Agric. Amb., 7:221-226, 2003.

ARAÚJO FILHO, J.B.; GHEYI, H.R. & AZEVEDO, N.C. Tolerância da bananeira à salinidade em fase inicial de desenvolvimento. Pesq. Agropec. Bras., 30:989-997, 1995.

AUDRY, P. & SUASSUNA, J. A qualidade da água na irrigação do Trópico Semi-Árido: Um estudo de caso. Tema apresentado no Seminário Franco-Brasileiro de Pequena Irrigação, Pesquisa e Desenvolvimento. SUDENE e Embaixada da França, Recife, 11 a 13 de dezembro de 1990. (www.fundaj.gov.br)

AYERS, R.S. & WESTCOT, D.W. Water quality for agriculture. Roma, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1985. 174p.

AZEVEDO NETO, A.D. & TABOSA, J.N. Estresse salino em plântulas de milho: Parte I – Análise do crescimento. R. Bras. Eng. Agric. Amb., 4:159-164, 2000.

BARROS, M.F.C. & MAGALHÃES, A.F. Avaliação de métodos de determinação da necessidade de gesso em solos salino-sódicos. R. Bras. Ci. Solo, 13:119-123, 1989.

BARROS, M.F.C.; FONTES, M.P.F.; ALVAREZ V., V.H. & RUIZ, H.A. Recuperação de solos afetados por sais pela aplicação de gesso de jazida e calcário no Nordeste do Brasil. R. Bras. Eng. Agric. Amb., 8:59-64, 2004.

BERNSTEIN, L. Crop growth and salinity. In: DRAINAGE for agriculture. Madison, American Society of Agronomy, 1974. 252p.

BLANCO, F.F. & FOLEGATTI, M.V. Recuperação de um solo salinizado após cultivo em ambiente protegido. R. Bras. Eng. Agric. Amb., 5:76-80, 2001.

CHHABRA, R. Soil salinity and water quality. Rotterdam, A. A. Balkema, 1996. 283p.

COELHO, M.A. Estudos sobre as propriedades físicas de solos sódicos e salino-sódicos do Estado do Ceará, Brasil. Fortaleza, 1988. (Boletim Técnico Científico - Série Solos, 1)

XVII – FERTILIDADE DO SOLO E SEU MANEJO EM ÁREAS DEGRADADAS

Luiz Eduardo Dias[1/], Avílio Antônio Franco[2/] & Eduardo Francia Carneiro Campello[2/]

[1/] Universidade Federal de Viçosa – UFV. CEP 36571-000 Viçosa (MG). Bolsista CNPq.
ledias@ufv.br

[2/] Embrapa/Agrobiologia. CEP 23851-970 Seropédica (RJ). Bolsista CNPq.
avilio@cnpab.embrapa.br; campello@cnpab.embrapa.br

Conteúdo

INTRODUÇÃO 956

ÁREAS DRASTICAMENTE ALTERADAS 957

Limitações Físicas e Químicas de Substratos Minerados à Revegetação 958

Armazenamento e Retorno do Horizonte Orgânico Superficial do Solo 964

Uso de Espécies Arbóreas na Revegetação de Áreas Degradadas 967

Fungos Micorrízicos e Bactérias Diazotrópicas na Revegetação de Áreas Degradadas 969

INDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO EM PROCESSOS DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL 975

CORREÇÃO E FERTILIZAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS 978

LITERATURA CITADA 982

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

INTRODUÇÃO

A atividade agropecuária coloca-se como a maior fonte de degradação de terras em todo o planeta (Eswaran et al., 2001). A agricultura tradicional, com ênfase na monocultura, tem sido um fator de aceleramento desta degradação, geralmente ultimada pelo superpastejo e uso do fogo. Estimativas de mais de uma década consideravam que 15 % do solo mundial encontrava-se degradado ou em processo de degradação, dos quais 98,8 % estavam relacionados com as atividades de produção e extrativismo e 1,2 % com as atividades de indústrias e mineração, sendo estas as responsáveis pela degradação de maior intensidade (Oldeman, 1994). Considerando apenas a questão de erosão em terras agrícolas, estima-se que a cada ano, em todo o planeta, são perdidos cerca de 75 bilhões de toneladas de solo, a um custo de US$ 400 bilhões ou, aproximadamente, de US$ 70.00 por habitante (Eswaran et al., 2001).

Processos de degradação atuam sobre os diferentes compartimentos de um sistema ambiental. Dependendo da intensidade e duração do impacto e da resiliência do sistema, a reabilitação ou recuperação poderá ocorrer de maneira natural ou necessitará de intervenção antrópica. A degradação pode ser por perturbação do solo, causada por ações naturais, como vento, fogo, terremoto, queda de árvores, enchentes, etc., em que a resiliência natural do sistema geralmente possibilita sua recuperação. Neste caso, espécies heliófilas de rápido crescimento, como *Cecropia* sp., *Vismia latifólia* e *Trema micrantha*, dentre muitas outras, estabelecem-se na área sem necessidade de adição de nutrientes e, assim, iniciam o processo de recuperação. Por outro lado, a degradação associada com perda da camada superficial do solo contendo matéria orgânica e nutrientes em maior quantidade é mais séria, considerando a importância destes para as características físicas e químicas do solo.

A supressão da vegetação, seja decorrente do manejo inadequado de pastagens e terras agrícolas, seja de atividades de elevado impacto, como a retirada de florestas para fins energéticos ou para a explotação de minérios, tem como conseqüência imediata a exposição de solo aos raios solares e aos agentes de erosão. Ciclos de umedecimento e secagem e o impacto de gotas de chuva promovem a desestruturação do solo, acelerando a perda de matéria orgânica. No caso de minerações a céu aberto, o impacto é mais intenso, uma vez que o solo superficial é retirado, armazenado e retornado ao local de origem após a retirada do minério. Estes cenários mostram-se como padrões em áreas degradadas. Desta forma, em diferentes intensidades, o ponto comum é a perda de matéria orgânica, drástica redução da atividade biológica, desestruturação e adensamento do solo e intensificação de processos erosivos.

A recuperação de áreas degradadas pode ser conceituada como um conjunto de ações que visam proporcionar o restabelecimento de condições de equilíbrio e sustentabilidade que existiam antes da degradação (Dias & Griffith, 1998). O caráter inter e multidisciplinar das ações que visam proporcionar esse retorno deve ser tomado, fundamentalmente, como ponto de partida do processo. Assim, o envolvimento direto e indireto de técnicos de diferentes especializações permite a abordagem integrada que se

faz necessária. Bell (1996) coloca, como primeiro passo de um programa voltado para a reconstrução de um ecossistema, o restabelecimento da vegetação, salientando, ainda, que a atividade de outras formas de vida (micro e macro) depende daquele componente. Neste sentido, em se tratando de revegetação de áreas drasticamente alteradas, correções e fertilizações prévias do substrato normalmente se fazem necessárias.

Neste texto, o termo recuperação é utilizado como uma abordagem padrão, em que os processos empregados permitem o uso sustentável da área, conforme objetivo previamente determinado. Os termos reabilitação e restauração são comumente utilizados na literatura e apresentam, do ponto de vista dos autores, significados diferentes. A reabilitação tem como objetivo o retorno da área à mesma função ecológica, porém com níveis de diversidade biológica, entropia e biomassa diferentes dos previamente existentes. Por outro lado, a restauração pressupõe o retorno da área à mesma função ecológica e com aqueles mesmos níveis existentes antes da degradação. Entretanto, os aspectos discutidos ao longo deste capítulo enquadram-se, basicamente, em qualquer processo, seja ele de recuperação, seja de reabilitação ou restauração.

Em áreas drasticamente alteradas como de mineração, por exemplo, os diferentes materiais resultantes do processo de explotação de minério devem ser considerados, no contexto de revegetação, como substrato e não solo. Logicamente, o nível de alteração do material remanescente frente ao solo original pode variar de acordo com a intensidade e com o tempo de duração do impacto e da resiliência do solo. Desta maneira, ao longo deste capítulo, o termo substrato é utilizado indistintamente para referenciar o material remanescente de um processo de degradação, que apresenta, normalmente, baixo teor de matéria orgânica, baixa disponibilidade de nutrientes, pouca ou nenhuma estruturação e atividade biológica. Assim, destacam-se como um dos objetivos da recuperação a transformação de um substrato em solo.

A recuperação de um sistema degradado tem como base restabelecer ao substrato condições para que possa cumprir os serviços desempenhados pelo solo em qualquer sistema natural em equilíbrio. Desta forma, têm-se serviços relacionados com características físicas, químicas, físico-químicas e biológicas de solo. Considerando o foco deste livro, coloca-se como objeto de discussão deste capítulo a melhoria da fertilidade de substratos degradados para que possam suprir a vegetação implantada e,ou, espontânea de nutrientes, permitindo que estas se estabeleçam e o sistema volte a funcionar de maneira sustentável.

ÁREAS DRASTICAMENTE ALTERADAS

Independentemente do processo de degradação, áreas drasticamente alteradas normalmente apresentam baixa disponibilidade de nutrientes, baixo teor de matéria orgânica e características físicas que dificultam o estabelecimento e crescimento de plantas. Substratos remanescentes da explotação de minérios serão utilizados como referência neste texto, por se enquadrarem perfeitamente àquela situação.

Ao considerar algumas das inúmeras inter-relações existentes entre as características do substrato remanescente e o processo de revegetação, torna-se evidente a importância dos procedimentos que envolvem o conhecimento real do material existente na área a ser recuperada. A visualização prévia das potenciais dificuldades reflete-se em economia de recursos e menor risco de dano ambiental.

Limitações Físicas e Químicas de Substratos Minerados à Revegetação

As características químicas e físicas de substratos minerados variam muito de acordo com o ambiente e processos de mineração e, normalmente, não são favoráveis ao estabelecimento e crescimento de vegetação. Hossner & Hons (1992), Daniels (1996) e Bell (1998) apresentaram diferentes aspectos relacionados com as caracterizações e limitações de substratos minerados.

A atividade de mineração a céu aberto obrigatoriamente envolve a retirada do horizonte superficial do solo, acarretando a exposição de materiais com baixa estruturação e susceptíveis a promover a dispersão de argila (Dias, 1998). Da mesma forma, a abertura de trincheiras ou faixas de lavra é, geralmente, seguida de seu preenchimento com a utilização de estéril[1] num processo que resulta na inversão dos horizontes e no uso intensivo de máquinas no aplainamento da superfície. Ambos os procedimentos podem levar ao surgimento de compactação e,ou, adensamento do substrato. A redução da permeabilidade, maior susceptibilidade à erosão, redução na aeração, menor disponibilidade de água, menor taxa de difusão de nutrientes e menor crescimento de sistema radicular são resultantes da presença de camadas compactadas ou adensadas. Da mesma forma, bacias ou tanques de depósito de rejeitos podem apresentar substratos com elevada densidade. A dinâmica de secagem desses depósitos pode, muitas vezes, levar à compactação do substrato. Em Porto Trombetas-PA, a lavagem de bauxita durante o processo de beneficiamento produz um rejeito que é depositado em tanques construídos sobre áreas mineradas. A secagem lenta deste material possibilita a sedimentação orientada de argila, gerando um substrato, quando seco, de elevada densidade, trazendo dificuldades ao processo de implantação de vegetação (Figura 1a).

O uso de penetrômetros ou penetrógrafos tem-se mostrado como um método conveniente para estimar a resistência mecânica de substratos ao crescimento radicular, embora, em algumas situações, este valor seja superestimado (Perumpal, 1987). Muitas vezes, a comparação entre resultados é dificultada, visto que os valores podem variar de acordo com o aparelho utilizado e, principalmente, com a umidade do solo. Apesar de limitações e dificuldades de interpretação dos resultados obtidos, o penetrômetro é um instrumento útil.

Significativa parcela das mineradoras que executam trabalhos de revegetação inclui como procedimento padrão a escarificação ou subsolagem do substrato previamente ao plantio. Em diferentes condições de substrato, essas práticas mostraram-se eficazes em melhorar algumas características físicas dos substratos (Barnhisel et al., 1988; Scullion

---

[1] Estéril é a denominação atribuída a todo material que se encontra acima do minério, não tem valor comercial e precisa ser retirado para que se tenha acesso ao minério.

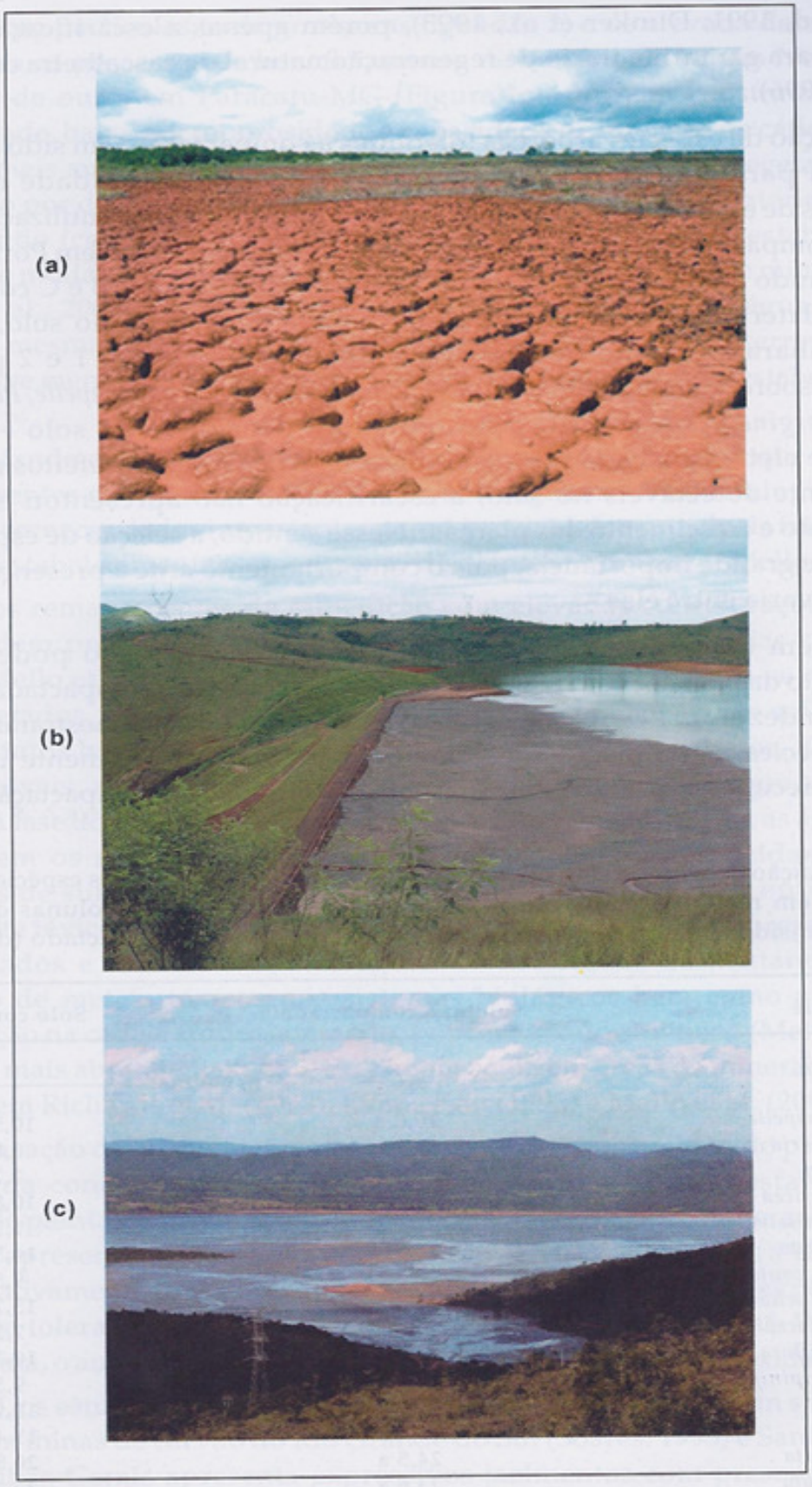


Figura 1. Rejeito de lavagem de bauxita, em Porto Trombetas-PA (a). Vista parcial de um depósito de rejeito de beneficiamento de minério de ferro, em Nova Lima-MG (b) e de um depósito de rejeito de beneficiamento de minério de ouro, em Paracatu-MG (c).

& Mohammed, 1991; Dunker et al., 1995), porém apenas a escarificação mostrou-se insuficiente para garantir o início de regeneração natural de cascalheira em Brasília, DF (Leite et al., 1996).

A utilização de espécies arbóreas tolerantes à compactação tem sido recomendada como prática para aumentar a porosidade e diminuir a densidade de substratos remanescentes de extração de carvão na Inglaterra (Haigh, 1992). A utilização de espécies tolerantes à compactação mostrou-se alternativa igualmente viável em Porto Trombetas-PA. Trabalhando com estéril de bauxita (mistura de horizontes B e C com concreções ferruginosas lateríticas), sem o retorno da camada superficial do solo, Campello et al. (1997) avaliaram o efeito de três níveis de escarificação (0, 1 e 2 passagens do escarificador) sobre o crescimento de *Acacia holosericea, Albizia guachapelle, Parkia multijuga* e *Sesbania marginata*. A escarificação reduziu a densidade do solo e aumentou a profundidade efetiva avaliada por penetrógrafo. Apesar de tais efeitos mostrarem-se estatisticamente detectáveis no solo, a escarificação não apresentou efeito sobre o estabelecimento e crescimento das plantas. Nesse sentido, a seleção de espécies a serem utilizadas é de grande importância, pois o comportamento ante a presença de camadas compactadas varia entre elas.

Ensaios em condições controladas de casa de vegetação podem indicar o comportamento das espécies em relação à presença de camadas compactadas. Diferentes ensaios (Fernandez et al., 1994; Nejaim et al., 1996; Dias et al., 2004a) mostraram que a maior parte das espécies leguminosas consideradas pioneiras e comumente utilizadas em programas de recuperação ambiental apresenta boa tolerância à compactação (Quadro 1).

Quadro 1. Produção de matéria seca da parte aérea de mudas de diferentes espécies leguminosas utilizadas em recuperação de áreas degradadas e cultivadas em colunas que continham solo em densidade equivalente a original (d =1,0 kg dm^{-3}) e compactado (d =1,3 kg dm^{-3})

Espécie	Solo não compactado[1]	Solo compactado
	g/coluna	
Albizia guachapelle	10,0 a	10,5 a
Albizia falcataria	1,2 a	0,85 a
Albizia saman	1,1 a	1,2 a
Acacia holosericea	14,1 a	10,8 b
Acacia angustissima	1,1 a	1,2 a
Acacia mangium	13,5 a	14,5 a
Enterolobium contortissiliquum	10,3 a	9,5 a
Enterolobium schomburgkii	15,3 a	13,2 b
Leucaena leucocephala	11,4 a	7,5 b
Mimosa tenuiflora	14,6 a	10,3 b
Mimosa caesalpinifolia	12,7 a	9,5 a
Parkia ulei	16,5 a	12,9 b
Senna elata	13,4 a	11,4 a
Senna reticulata	24,5 a	20,8 a
Sesbania virgata	23,6 a	22,2 a
Stryphnodendron guianensis	1,5 a	1,1 a

[1] Valores seguidos de mesma letra, nas linhas, não diferem a 5 % pelo teste Tukey.
Fonte: Fernandez et al. (1994); Nejaim et al. (1996); Dias et al. (2004a).

Rejeitos com partículas mais grosseiras (Quadro 2) e de elevada densidade, como observado para os processos de beneficiamento de minério de Fe, em Nova Lima-MG (Figura 1b), e de ouro, em Paracatu-MG (Figura 1c), formam substratos de elevada macroporosidade, baixa microporosidade e capacidade de retenção de cátions e de água. Para regiões mais susceptíveis a déficit hídricos, o processo de revegetação pode ser comprometido por deficiência hídrica. Neste caso, a aplicação de matéria orgânica na cova de plantio (cerca de 2,0 L de esterco de curral) favoreceu o estabelecimento e crescimento de mudas em um depósito de rejeito do beneficiamento de minérios de zinco (Piagentini et al., 2002), aumentando a capacidade de retenção de água na região da rizosfera. Da mesma forma, o uso de material vegetal seco sobre o terreno (cobertura morta) promove menor perda de água pelo substrato, favorecendo o estabelecimento de mudas.

Em se tratando de substratos oriundos de mineração, verifica-se que são os fatores químicos presentes que podem causar danos aos vegetais. A mineralogia, o clima e o relevo podem fornecer dados importantes para a previsão dos principais fatores químicos limitantes ao estabelecimento e crescimento de plantas (Abrahão & Mello, 1998).

Substratos remanescentes de mineração com elevadas concentrações de sulfetos metálicos podem provocar a geração de drenagem ácida, com sérias conseqüências ambientais (Mello et al., 2003). O processo de drenagem ácida inicia-se quando certos minerais sulfetados, como a pirita (FeS_2), são expostos ao O_2 e água e sofrem oxidação formando sulfatos hidratados. Os produtos de oxidação dos sulfetos, além de serem altamente solúveis, apresentam reação fortemente ácida, de modo que são facilmente dissolvidos na fase líquida, acidificando as águas de drenagem. Assim, as águas naturais, ao dissolverem os sais produzidos pela oxidação, tornam-se ácidas e com altas concentrações de sulfato e Fe. Em razão dos baixos valores de pH, outros elementos potencialmente tóxicos, como Al, As, Mn, Cu, Zn, Pb, Hg, Cd, etc., se presentes no meio, são solubilizados e mobilizados nas águas de drenagem, aumentando o risco de incorporação de metais tóxicos nos sistemas biológicos bem como a conseqüente biomagnificação na cadeia trófica, afetando, por fim, a saúde humana (Mello & Abrahão, 1998). Textos mais abrangentes sobre drenagem ácida em áreas de mineração podem ser encontrados em Richards et al. (1993), Evangelou (1995) e Mello et al. (2003).

A solubilização de outros elementos decorrente do abaixamento do pH pode refletir no aumento da condutividade elétrica do meio, dificultando o estabelecimento e crescimento de plantas. Um substrato sulfetado remanescente de mineração de ouro em Paracatu-MG apresentou valores de condutividade elétrica superiores a 18 dS m^{-1} (Dias, 1998), significativamente superiores ao limite de 10 dS m^{-1}, em que apenas poucas espécies vegetais muito tolerantes à salinidade conseguem sobreviver (Ayers & Westcot, 1991). Da mesma forma, o aumento da solubilidade de metais pode provocar toxidez aos vegetais.

No Brasil, os estudos ainda são muito incipientes; entretanto, já tem sido constatado o problema em minas de carvão do Rio Grande do Sul (Soares, 1995) e Santa Catarina. O Estado de Minas Gerais apresenta expressivos jazimentos com presença de sulfetos associados às minerações de Au, Ni, Zn, Pb e de U, constituindo um expressivo potencial de geração de drenagem ácida (Melo et al., 2006). Igualmente escassos são os estudos de seleção de espécies capazes de adaptar-se a este tipo de substrato. Esta busca é importante

Quadro 2. Características físicas de rejeitos do processo de beneficiamento de minérios de ouro, zinco e de bauxita

Rejeito	Areia	Silte	Argila	Umidade	
				- 0,03 MPa	- 15 MPa
	g kg^{-1}				
Ouro	940	40	20	24,1	7,9
Zinco	610	340	50	197,7	17,9
Bauxita	220	250	530	322,0	262,0

e, geralmente difícil, posto que a adaptação a ambientes ácidos e salinos é uma condição à qual as plantas não foram habituadas durante seu processo evolutivo. Podem-se encontrar solos salinos, mas não ácidos, com vegetação adaptada. Por outro lado, a expectativa é que espécies que desenvolveram mecanismos evolutivos para se adaptar a solos ácidos não toleram salinidade excessiva (veja capítulo XVI).

Procedimentos específicos à amostragem e caracterização química de substratos sulfetados são necessários para que se possa ter uma correta estimativa do potencial de acidez a ser gerado e, conseqüentemente, do impacto ambiental. Nesse sentido, tendo em vista o tamanho da área e da textura (capacidade tampão), do teor de S oxidável e da acidez potencial a ser gerada pelo substrato, o governo australiano estabelece níveis de ação para tratamentos diferenciados do problema. Áreas que excedam estes níveis requerem o preparo de um plano de manejo e autorização especial. Projetos que envolvem um volume de material superior a 1.000 t de substratos sulfetados com teores maiores de 0,3 g kg^{-1} de S oxidável requerem a elaboração de projetos detalhados de manejo e autorização especial para garantir que procedimentos sejam realizados no sentido de evitar ou minimizar o impacto ambiental (Ahern et al., 1998).

As estratégias mais usuais para evitar a ocorrência de drenagem ácida em áreas mineradas procuram reduzir a oxidação de sulfetos, restringindo o acesso de O_2 e água ao substrato ou inibindo a atividade de bactérias que oxidam o Fe e catalisam aquela reação. A reconstrução topográfica, com a utilização de materiais selantes sobrepostos com horizontes superficiais de solo, tem sido amplamente utilizada (Mello et al., 2003). Podendo ou não estar associado a esses procedimentos, o uso isolado de calcário, em muitos casos, mostra-se insuficiente, principalmente pelas dificuldades advindas da elevada quantidade necessária para neutralizar a acidez potencial e a ocorrência de capeamento das partículas de carbonato pela precipitação de óxido de Fe em sua superfície (Ziemkiewicz et al., 1997).

A presença de arsenopirita (FeAsS) e calcopirita ($CuFeS_2$) associadas à pirita tem sido observada em jazidas de carvão mineral (Evangelou, 1995) e outros minerais (Abrahão, 2002). A dissolução de arsenopirita pode resultar em concentrações elevadas de As no meio, trazendo sérios riscos ambientais e dificultando a revegetação de substratos que contenham estes minerais. No Departamento de Solos da UFV, diferentes pesquisas vêm sendo realizadas com o objetivo de selecionar espécies tolerantes ao As ou capazes de atuar como fitorremediadoras de áreas contaminadas por esse metalóide (Melo, 2006).

Em depósitos controlados, a composição química dos rejeitos e os tratamentos aplicados durante o beneficiamento do minério são informações importantes para a identificação de limitações de caráter químico. Durante o processo de purificação de minérios para a extração de metais como Zn, é comum a acidificação durante o beneficiamento. Neste caso, antes de ser lançada à barragem, a acidez é neutralizada e o rejeito passa a apresentar, em algumas situações, pH superior a 9,0. Da mesma forma, a utilização de hidróxido de Na para a obtenção de alumina a partir de bauxita produz resíduo (*red mud* ou lama vermelha) de elevada alcalinidade (pH > 10) e condutividade elétrica superior a 40 dS m^{-1} (Franco et al., 2001). Depósitos de rejeitos com concentração salina elevada (principalmente de Na) são recuperados previamente por meio de técnicas usualmente empregadas em solos salinos e salino-sódicos (veja capítulo XVI).

Por outro lado, alguns processos de beneficiamento produzem rejeitos de caráter ácido, como é o caso do produzido a partir da lavagem da bauxita, Porto Trombetas, no Estado do Pará (Quadro 3).

Rejeitos oriundos do beneficiamento de minérios de metais como de Al, Fe e Zn podem apresentar baixas concentrações de nutrientes (Quadros 3 e 4) e elevadas de metais que podem interferir no metabolismo e crescimento de plantas. A concentração final destes depende da composição química do minério e dos processos empregados durante seu beneficiamento.

Quadro 3. Valores de pH e teores de zinco, ferro, manganês, cobre e enxofre disponíveis em amostras de rejeito de beneficiamento de minério de alumínio (bauxita), ferro e zinco

Amostra	pH	Zn	Fe	Mn	Cu	S
		mg dm^{-3}				
Rejeito de bauxita	4,90	11,40	21,40	5,50	0,20	2,45
Rejeito de ferro	8,04	267,50	145,90	37,70	9,37	46,50
Rejeito de zinco	7,35	39,40	49,70	150,30	0,76	131,60

pH em água, relação 1:2,5. Fe, Zn, Mn, Cu - Extrator Mehlich-1. S - Extrator - $Ca(H_2PO_4)_2$ 500 mg L^{-1} de P em HOAc 2 mol L^{-1}.

Quadro 4. Teores de fósforo e potássio disponíveis, de cálcio, magnésio e alumínio trocáveis e acidez potencial em amostras de rejeito de beneficiamento de minério de alumínio (bauxita), ferro e zinco

Amostra	P	K	P-rem[1]	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Al^{3+}	H + Al
	mg dm^{-3}		mg L^{-1}	$cmol_c$ dm^{-3}			
Rejeito de bauxita	0,2	8,0	9,61	0,1	0,1	0,0	1,00
Rejeito de ferro	3,4	0,0	47,40	0,0	0,0	0,0	0,70
Rejeito de zinco	1,0	62,0	21,65	2,6	1,5	0,0	0,00

P e K - extraídos por Mehlich-1. Ca^{2+}, Mg^{2+} e Al^{3+} extraídos com KCl 1,0 mol L^{-1}. [1] Alvarez V. et al. (2000).

Armazenamento e Retorno do Horizonte Orgânico Superficial do Solo

O retorno do horizonte orgânico superficial do solo ou camada superficial (CSS) após a exploração é uma atividade amplamente utilizada, quando possível, por minerações a céu aberto e tem papel fundamental no processo de revegetação. A camada superficial de um solo pode conter a *memória* do ambiente local – parte da resiliência do sistema - que é de grande importância no processo de revegetação. Como memória, compreende-se os materiais orgânicos oriundos da vegetação e, principalmente, os propágulos (sementes, plântulas, rizomas, etc.) e a microbiota do solo. A matéria orgânica tem como principal fonte de C os resíduos vegetais e animais depositados no solo, e apresenta características quantitativas e qualitativas que refletem as comunidades anteriormente existentes na área. Da mesma forma, a maior parte dos propágulos e a microbiota são resultantes do ambiente anterior ao impacto, no qual se inclui a vegetação. Assim, a preservação e o retorno das camadas superficiais do solo (a *memória* do sistema) podem, de maneira efetiva, contribuir para o sucesso da revegetação, tanto que diferentes agências estaduais e estrangeiras adotam esta prática como obrigatória para a recuperação de áreas mineradas.

Por outro lado, existem situações em que o solo original apresenta-se pouco desenvolvido, como os Litosssolos/Neossolos, por exemplo, não sendo possível seu retorno à área minerada. Nesse caso, é comum lançar mão de outros materiais ou solo de outro local (empréstimo) para recomposição da camada superficial que irá sustentar a vegetação. Ao utilizar solo de outro local ou materiais que não o solo (rejeitos, por exemplo), é fundamental o conhecimento prévio das características físicas e químicas do material no sentido de serem feitas correções que favoreçam o estabelecimento de plantas (Dias, 1998).

Aspecto importante refere-se à espessura de solo a ser aplicado sobre o substrato degradado. Resultados obtidos em substratos remanescentes de mineração de carvão mostram haver aumento linear de produção de matéria seca de plantas com o aumento da espessura da camada aplicada, podendo esta variar de 0–150 cm (Ren-sheng et al., 1998). As características físicas e químicas do substrato e o tipo de vegetação que será instalada são fatores a serem considerados na determinação da espessura da camada a ser depositada. Dessa forma, substratos com características mais agressivas ao estabelecimento de plantas e, principalmente, de espécies arbóreas exigiriam camadas mais espessas de solo superficial. No entanto, na medida em que se aumenta a espessura da camada aplicada, os custos também aumentam, tornando essa operação responsável por maior parte das despesas advindas do processo de revegetação. No processo de explotação de bauxita a céu aberto em Porto Trombetas-PA, os custos de retirada, armazenamento e retorno dos horizontes superficiais do solo (camada de 30 cm) chegam a 80 % do custo total de revegetação.

A despeito das características de *memória* da CSS, seu uso possibilita maior disponibilidade de nutrientes, além da melhoria de características físicas do substrato. Nesse sentido, existem situações em que o substrato remanescente é composto por fragmentos rochosos, de pouca porosidade, em que a drenagem e a capacidade de retenção

de água são deficientes. Nessas situações, a utilização da CSS, proveniente de áreas de empréstimo, permite melhores condições ao estabelecimento e crescimento de plantas. Da mesma forma, o desenvolvimento de propágulos provenientes de fontes externas é intensamente facilitado por um substrato menos agressivo.

A conservação e a distribuição da CSS são etapas críticas que devem ser executadas de maneira criteriosa para preservar as qualidades do material. De maneira geral, observa-se que a viabilidade de sementes decresce significativamente de acordo com o tempo e condições de armazenamento. Pilhas muito alta podem produzir ambientes anaeróbios em profundidade, aumentando a concentração de amônia, dióxido de carbono, etileno e metano (Abdul-Kareem & McRae, 1984), além de promover a redução na biomassa microbiana (Harris & Birch, 1987).

A despeito das evidentes vantagens da utilização da CSS, algumas empresas não a utilizam, ou não pretendem utilizá-la, por questões econômicas, ou por ser o solo original pouco espesso, sendo armazenado juntamente com o estéril (horizontes inferiores). Nessas e em outras situações em que o volume armazenado de solo superficial é insuficiente para o recobrimento total da área minerada, a utilização de outros materiais ou resíduos (sem limitações físicas e químicas ao crescimento de plantas) com a CSS constitui alternativa a ser considerada. Essa prática tem sido adotada por minerações de carvão, U e Au na revegetação de substratos sulfetados. Dentre os materiais mais utilizados, destacam-se argilas, compostos orgânicos, lodo de esgoto, cinzas e serragem. O uso de serapilheira de florestas adjacentes como banco de propágulos mostrou-se viável na recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita em Poços de Caldas-MG (Gisler & Meguro, 1993). No entanto, essa técnica tem sido mais efetiva como fonte de propágulos e não como alternativa de substrato de plantio. Além do mais, esse procedimento deve ser precedido de uma avaliação prévia do potencial de resiliência da área de empréstimo, a fim de evitar sua degradação.

Schafer (1979) e Bradshaw (1989) apresentaram diretrizes básicas para a escolha de materiais a serem utilizados na cobertura de substratos minerados. A partir da discussão das características químicas e físicas desejáveis e indesejáveis, os autores estabeleceram referências para que o material a ser utilizado não apresente limitações para o estabelecimento e crescimento de plantas.

No quadro 5, são apresentados os valores de altura e de sobrevivência de diferentes espécies leguminosas arbóreas e arbustivas plantadas em substrato remanescente de extração de Au em Paracatu-MG, com e sem a utilização da CSS. Em virtude do pequeno volume da CSS armazenado pela empresa, optou-se pela formação de uma mistura composta por solo armazenado, argila (horizonte B de um Latossolo da região) e resíduo proveniente do beneficiamento do minério na proporção de 2:1:1 (v/v/v). A aplicação dessa mistura foi realizada na forma de faixas de 1,0 m de largura por 40-50 cm de espessura (Figura 2a). Apesar de as avaliações terem sido realizadas em datas diferentes (34 meses, para o experimento sem CSS, e 29 meses, para o experimento com CSS), observou-se que a utilização deste procedimento promoveu maior crescimento e sobrevivência das espécies. Da mesma forma, a comparação visual das parcelas sem e com CSS mostrou que as com CSS apresentavam significativa presença de plântulas oriundas de propágulos existentes no solo previamente armazenado (Figura 2b).

Quadro 5. Taxa de sobrevivência e altura de seis espécies 34 meses após o plantio no substrato B1[(1)] sem o uso de leiras e 29 meses após o plantio no substrato B1 com o uso de leiras[(2)]

Espécie	34 meses sem o uso de leiras		29 meses com o uso de leiras	
	Sobrevivência	Altura	Sobrevivência	Altura
	%	m	%	m
Enterolobium contortisiliquum	17	1,11	88	1,09
Acacia holosericea	56	3,00	100	3,74
Pseudosamanea guachapele	79	2,74	96	2,54
Mimosa tenuiflora	54	1,36	75	2,10
Acacia mangium	75	3,16	100	3,15
Mimosa caesalpiniifoliae	83	1,80	79	2,41
Albizia lebbek	96	2,54	92	2,02
Média	65	2,24	90	2,44

[(1)] Substrato (filito) remanescente da explotação de ouro com cerca de 2,0 g kg^{-1} de sulfetos metálicos. [(2)] Leiras formadas pela mistura composta por solo armazenado, argila (horizonte B de um Latossolo da região) e resíduo proveniente do beneficiamento do minério na proporção de 2:1:1 (v/v/v).
Fonte: Dias et al. Dados não publicados.

Figura 2. Mistura de solo e rejeito para a confecção de leiras para o plantio de espécies arbóreas e arbustivas, considerando a escassez de solo superficial, sobre um substrato sulfetado remanescente da explotação de ouro (a). Crescimento de algumas espécies 29 meses após o plantio (b).

Considerando apenas o substrato, o objetivo mais importante é restabelecer um teor de matéria orgânica que permita a manutenção de atividade biológica e a melhoria de suas características químicas e físicas. O restabelecimento desse teor somente é possível mediante acréscimos superiores ao potencial de mineralização do sistema. Nesta fase, é importante o uso de espécies que adicionem C e N ao sistema, além de fornecer material formador de serapilheira com decomposição lenta, como o observado em plantios de *Acacia mangium* (Froufe, 1999) e nas parcelas de *Acacia holosericea* nos experimentos em Paracatu-MG (Dias & Arato, 2004). Em um segundo momento, quando o objetivo é manter

a sustentabilidade dos sistemas naturais ou dos sistemas produtivos, a taxa de adição de C deve ser pelo menos igual à taxa de mineralização da matéria orgânica, sincronizada com a liberação de nutrientes para atender à demanda de outras espécies.

O potencial de incorporação de C de composto orgânicos (CO) ao solo dependerá, basicamente, da natureza da comunidade decompositora do material orgânico que se incorpora ao solo (macro, meso e microfauna do solo), das características do ambiente (substrato e clima), de características do material vegetal que determinam sua degradabilidade (Lekha & Gupta, 1989) e, certamente, da capacidade das espécies em absorver CO_2 e transformá-lo em matéria vegetal, seja da parte aérea, seja do sistema radicular.

No entanto, para que exista incorporação de CO ao substrato, primeiramente, é importante que se criem condições favoráveis ao estabelecimento de espécies vegetais que produzam grandes quantidades de matéria vegetal. Para áreas degradadas onde não existe a possibilidade de adição de solo superficial, a melhoria da qualidade do substrato deve ser feita por corretivos, fertilizantes e espécies vegetais ditas facilitadoras do processo de sucessão vegetal. As espécies leguminosas arbóreas de rápido crescimento e grande produção de matéria vegetal têm-se mostrado efetivas em inúmeras situações (Dias & Arato, 2004; Franco & Campello, 2005).

Uso de Espécies Arbóreas na Revegetação de Áreas Degradadas

Inúmeras são as vantagens da utilização de árvores em processos de recuperação ambiental. Fisher (1995) enumera cinco maneiras pelas quais as árvores podem melhorar ou recuperar a qualidade de um solo: (1) Algumas espécies podem incrementar o teor de N no solo por meio da fixação de N_2 atmosférico com associações simbióticas com bactérias dos gêneros *Rhizobium* e *Bradyrhizobium* ou actinomicetos do gênero *Frankia*. (2) O extenso sistema radicular permite que as árvores não só acumulem nutrientes que são retirados de grande volume de solo, mas também efetuem sua redistribuição melhorando a fertilidade dos horizontes superficiais; (3) As árvores permitem melhor condicionamento de solo pelo incremento de matéria orgânica; (4) as árvores podem favorecer a melhoria das condições microclimáticas do solo e da superfície; (5) O efeito rizosfera, ou seja, as árvores criam condições favoráveis ao desenvolvimento de meso e microfauna e microflora, melhorando características físicas, químicas e biológicas na região do entorno de raízes, resultando em profundo efeito benéfico sobre o crescimento de plantas e de características do solo.

As raízes liberam no solo diversos tipos de compostos orgânicos oriundos da fotossíntese. Estima-se que cerca de 60 % do carbono fotoassimilado é transportado para as raízes e que 50 % deste é utilizado para o crescimento de raízes ou liberado para o solo, contribuindo para o aumento da matéria orgânica do solo e para a nutrição de diferentes organismos. Os materiais orgânicos depositados na rizosfera são diversos e variam em quantidade e qualidade, dependendo da espécie vegetal, da idade e vigor das plantas, do tipo de solo e fatores ambientais (como luz, temperatura e umidade), dentre outros (Moreira & Siqueira, 2002).

O sistema radicular de espécies arbóreas pode trazer significativos benefícios ao substrato, tanto pela incorporação de C advindo da morte de pequenas raízes (ciclagem) como pela melhoria da drenagem e eliminação de exsudatos que atuam na gênese de agregados e estruturação do substrato.

A magnitude com que o processo de senescência de raízes finas ocorre apresenta grande variabilidade entre as espécies florestais e arbustivas. Existe pouca informação na literatura a respeito da contribuição quantitativa de ciclagem de raízes de espécies florestais tropicais na formação da matéria humificada de solo. No entanto, há estimativas da ordem de 20 a 50 % das raízes mortas (senescentes) que podem ser convertidas em humos, enquanto do material orgânico da serapilheira, apenas de 10 a 20 % são convertidos em matéria orgânica, sendo o restante mineralizado como CO_2 (Nye & Greenland, 1960, citados por Anderson & Flanagan, 1989).

Espécies caducifólias tendem a apresentar menor longevidade de raízes finas (Vogt & Bloomfield, 1991). Além de fatores genéticos, existem condições ambientais que podem provocar alterações nas taxas de senescência de raízes finas: raízes micorrizadas tendem a apresentar maior longevidade que as não micorrizadas; características químicas e físicas adversas do substrato na região da rizosfera podem reduzir a longevidade; a relação fonte-dreno interna de carboidratos e a distribuição de C entre a parte aérea e raízes influenciam diretamente os processos de crescimento e a morte de raízes (Vogt & Bloomfield, 1991).

Aspecto igualmente importante do papel de raízes na recuperação de um solo refere-se à formação de agregados. Ao crescerem, as raízes aproximam as partículas minerais pelas pressões exercidas no seu avanço através dos poros do solo, extraem água e liberam substâncias orgânicas para a rizosfera, facilitando a formação de agregados e protegendo a matéria orgânica. Da mesma forma, os produtos oriundos da senescência de raízes, fungos – micorrízicos principalmente – atuam na estabilização de macroagregados (Haynes & Beare, 1996).

Estudo realizado em Rondônia, Brasil, mostrou que a floresta natural apresenta cerca de 200 t ha^{-1} de C, sendo 75 % destes representados por árvores vivas, 16 % e 4 % na forma de CO do solo e raízes finas ($\leq$ 2 mm) até à profundidade de 40 cm, respectivamente (Fujisaka et al., 1998). Tomando estes valores como referência e admitindo que espécies não-caducifólias apresentem longevidade de raízes da ordem de 1 a 12 anos, haveria 50 % de reposição em seis anos (Vogt & Bloomfield, 1991); e se cerca de 20–50 % de raízes mortas podem ser transformadas em humos, as parcelas experimentais em Rondônia teriam um potencial de formação de humos, via senescência de raízes até à profundidade de 40 cm, da ordem de 0,49 t ha^{-1} ano^{-1}.

Certamente, estes cálculos apresentam uma série de pressupostos e extrapolações que, necessariamente, podem não representar a realidade; no entanto, servem para alertar sobre as dificuldades para a incorporação de C ao substrato. Trata-se de um processo longo e sujeito a inúmeras variáveis, em que a maior parte da matéria vegetal produzida é convertida em CO_2.

Fungos Micorrízicos e Bactérias Diazotrópicas na Revegetação de Áreas Degradadas

Dos elementos essenciais às plantas, o N é o mais limitante e o mais problemático nos sistemas produtivos, tanto assim que o uso de adubos nitrogenados foi o principal fator para o aumento da produtividade de cereais na história recente da humanidade (Franco & Baileiro, 2000). Em contrapartida, o aumento desse insumo representa grande ônus financeiro, energético, ecológico e de saúde pública. Para a ocupação das regiões tropicais úmidas, o fornecimento sustentável de N aos sistemas produtivos passa a ter importância crucial. Em áreas degradadas, onde o teor de matéria orgânica do solo já é muito baixo, o crescimento satisfatório das plantas só é possível com a adição de grandes quantidades de composto orgânico, adição freqüente de adubos nitrogenados ou usando a fonte inesgotável de N do ar por meio da fixação biológica. Contudo, para que isto aconteça, é necessário que os demais nutrientes sejam providos de forma equilibrada e, ainda, sejam considerados os demais fatores limitantes à fixação biológica de N_2 e ao crescimento das plantas.

Por apresentar baixa disponibilidade na maioria dos solos tropicais, o P é considerado como principal limitante à produção de matéria vegetal em sistemas naturais e à fixação biológica de N_2-FBN nos trópicos (Peoples & Craswell, 1992). Seu fornecimento também é problemático em longo prazo, principalmente em áreas em recuperação, onde os investimentos são restritos e os substratos tendem a apresentar elevada capacidade de adsorção de fosfatos graças à presença de óxidos e hidróxidos de Fe e de Al. A maior eficiência do uso de P em solos de regiões tropicais úmidas pode ser conseguida por meio da aplicação localizada de fontes solúveis, em condições de alta disponibilidade de matéria orgânica e por meio da simbiose que determinadas espécies vegetais fazem com fungos micorrízicos (Siqueira & Franco, 1988; Siqueira, 1996).

Quando em associação com bactérias diazotrópicas, o sistema radicular de plantas tende a acidificar a região da rizosfera a fim de manter um equilíbrio iônico internamente em seus tecidos. Essa acidificação ocorre comumente com a extrusão de prótons em concentrações que podem reduzir o pH daquela região em mais de uma unidade e, conseqüentemente, aumentar a taxa de recuperação de P, quando aplicado na forma de fosfato natural. Os resultados decorrentes da aplicação de fosfato de baixa reatividade no plantio de espécies leguminosas, tais como: *Acacia mangium*, *A. holosericea*, *Sclerolobium paniculatum* e *Mimosa caesalpinifoliae*, podem ser explicados pela redução de pH na região da rizosfera (Franco & Balieiro, 2000; Franco & Campello, 2005).

Dificuldades adicionais em relação ao P surgem em substratos que contêm As, como, por exemplo, remanescentes da explotação de associados a presença de arsenopirita. Dentre as diferentes formas de As encontradas em solos, o arsenato ($HAsO_4^{2-}$) é fortemente adsorvido por óxidos e hidróxidos de Fe, e a redução do Fe promove a liberação de As à solução do solo (Mello et al., 2006). Assim, têm sido observadas similaridades entre o comportamento ambiental de As e P, principalmente em ambientes redutores (Mello et al., 2003).

O sistema radicular de espécies arbóreas pode trazer significativos benefícios ao substrato, tanto pela incorporação de C advindo da morte de pequenas raízes (ciclagem) como pela melhoria da drenagem e eliminação de exsudatos que atuam na gênese de agregados e estruturação do substrato.

A magnitude com que o processo de senescência de raízes finas ocorre apresenta grande variabilidade entre as espécies florestais e arbustivas. Existe pouca informação na literatura a respeito da contribuição quantitativa de ciclagem de raízes de espécies florestais tropicais na formação da matéria humificada de solo. No entanto, há estimativas da ordem de 20 a 50 % das raízes mortas (senescentes) que podem ser convertidas em humos, enquanto do material orgânico da serapilheira, apenas de 10 a 20 % são convertidos em matéria orgânica, sendo o restante mineralizado como CO_2 (Nye & Greenland, 1960, citados por Anderson & Flanagan, 1989).

Espécies caducifólias tendem a apresentar menor longevidade de raízes finas (Vogt & Bloomfield, 1991). Além de fatores genéticos, existem condições ambientais que podem provocar alterações nas taxas de senescência de raízes finas: raízes micorrizadas tendem a apresentar maior longevidade que as não micorrizadas; características químicas e físicas adversas do substrato na região da rizosfera podem reduzir a longevidade; a relação fonte-dreno interna de carboidratos e a distribuição de C entre a parte aérea e raízes influenciam diretamente os processos de crescimento e a morte de raízes (Vogt & Bloomfield, 1991).

Aspecto igualmente importante do papel de raízes na recuperação de um solo refere-se à formação de agregados. Ao crescerem, as raízes aproximam as partículas minerais pelas pressões exercidas no seu avanço através dos poros do solo, extraem água e liberam substâncias orgânicas para a rizosfera, facilitando a formação de agregados e protegendo a matéria orgânica. Da mesma forma, os produtos oriundos da senescência de raízes, fungos – micorrízicos principalmente – atuam na estabilização de macroagregados (Haynes & Beare, 1996).

Estudo realizado em Rondônia, Brasil, mostrou que a floresta natural apresenta cerca de 200 t ha^{-1} de C, sendo 75 % destes representados por árvores vivas, 16 % e 4 % na forma de CO do solo e raízes finas ($\leq$ 2 mm) até à profundidade de 40 cm, respectivamente (Fujisaka et al., 1998). Tomando estes valores como referência e admitindo que espécies não-caducifólias apresentem longevidade de raízes da ordem de 1 a 12 anos, haveria 50 % de reposição em seis anos (Vogt & Bloomfield, 1991); e se cerca de 20–50 % de raízes mortas podem ser transformadas em humos, as parcelas experimentais em Rondônia teriam um potencial de formação de humos, via senescência de raízes até à profundidade de 40 cm, da ordem de 0,49 t ha^{-1} ano^{-1}.

Certamente, estes cálculos apresentam uma série de pressupostos e extrapolações que, necessariamente, podem não representar a realidade; no entanto, servem para alertar sobre as dificuldades para a incorporação de C ao substrato. Trata-se de um processo longo e sujeito a inúmeras variáveis, em que a maior parte da matéria vegetal produzida é convertida em CO_2.

Fungos Micorrízicos e Bactérias Diazotrópicas na Revegetação de Áreas Degradadas

Dos elementos essenciais às plantas, o N é o mais limitante e o mais problemático nos sistemas produtivos, tanto assim que o uso de adubos nitrogenados foi o principal fator para o aumento da produtividade de cereais na história recente da humanidade (Franco & Baileiro, 2000). Em contrapartida, o aumento desse insumo representa grande ônus financeiro, energético, ecológico e de saúde pública. Para a ocupação das regiões tropicais úmidas, o fornecimento sustentável de N aos sistemas produtivos passa a ter importância crucial. Em áreas degradadas, onde o teor de matéria orgânica do solo já é muito baixo, o crescimento satisfatório das plantas só é possível com a adição de grandes quantidades de composto orgânico, adição freqüente de adubos nitrogenados ou usando a fonte inesgotável de N do ar por meio da fixação biológica. Contudo, para que isto aconteça, é necessário que os demais nutrientes sejam providos de forma equilibrada e, ainda, sejam considerados os demais fatores limitantes à fixação biológica de N_2 e ao crescimento das plantas.

Por apresentar baixa disponibilidade na maioria dos solos tropicais, o P é considerado como principal limitante à produção de matéria vegetal em sistemas naturais e à fixação biológica de N_2-FBN nos trópicos (Peoples & Craswell, 1992). Seu fornecimento também é problemático em longo prazo, principalmente em áreas em recuperação, onde os investimentos são restritos e os substratos tendem a apresentar elevada capacidade de adsorção de fosfatos graças à presença de óxidos e hidróxidos de Fe e de Al. A maior eficiência do uso de P em solos de regiões tropicais úmidas pode ser conseguida por meio da aplicação localizada de fontes solúveis, em condições de alta disponibilidade de matéria orgânica e por meio da simbiose que determinadas espécies vegetais fazem com fungos micorrízicos (Siqueira & Franco, 1988; Siqueira, 1996).

Quando em associação com bactérias diazotrópicas, o sistema radicular de plantas tende a acidificar a região da rizosfera a fim de manter um equilíbrio iônico internamente em seus tecidos. Essa acidificação ocorre comumente com a extrusão de prótons em concentrações que podem reduzir o pH daquela região em mais de uma unidade e, conseqüentemente, aumentar a taxa de recuperação de P, quando aplicado na forma de fosfato natural. Os resultados decorrentes da aplicação de fosfato de baixa reatividade no plantio de espécies leguminosas, tais como: *Acacia mangium*, *A. holosericea*, *Sclerolobium paniculatum* e *Mimosa caesalpinifoliae*, podem ser explicados pela redução de pH na região da rizosfera (Franco & Balieiro, 2000; Franco & Campello, 2005).

Dificuldades adicionais em relação ao P surgem em substratos que contêm As, como, por exemplo, remanescentes da explotação de associados a presença de arsenopirita. Dentre as diferentes formas de As encontradas em solos, o arsenato ($HAsO_4^{2-}$) é fortemente adsorvido por óxidos e hidróxidos de Fe, e a redução do Fe promove a liberação de As à solução do solo (Mello et al., 2006). Assim, têm sido observadas similaridades entre o comportamento ambiental de As e P, principalmente em ambientes redutores (Mello et al., 2003).

Considerando tal similaridade de comportamento entre As e P, Ribeiro Jr. et al. (2004) procuraram adaptar diferentes métodos usualmente empregados para P e S na tentativa de avaliar a disponibilidade e dinâmica de adsorção e dessorção de As em solos tropicais. O uso de As remanescente (As-rem) e a capacidade máxima de adsorção de As (CMA_{As}) mostraram-se úteis para a melhor compreensão da dinâmica de arsenato em solos e substratos. O extrator Mehlich-3 mostrou-se adequado na determinação do As disponível, sendo inclusive sensível à capacidade tampão dos solos. No entanto, a resina de troca aniônica também pode ser uma alternativa promissora. A CMA_{As} foi maior quanto maior o teor de argila nos solos. A CMA_{As} foi sempre maior que a capacidade máxima de adsorção de fosfato (CMA_P); no entanto, o valor de "a" (que representa a energia de ligação solo-elemento) para As mostrou-se sempre menor que a energia de ligação do P nos solos estudados. Este fato refletiu-se em maior dessorção de As quando da utilização do Mehlich-3 como extrator. Este comportamento evidencia a maior labilidade de As em relação ao P, fato que traz maiores preocupações ambientais. A CMA_{As} apresentou estreitas correlações com CMA_P, As-rem e P-rem.

Além da competição por sítios de adsorção entre arsenato e fosfato, o primeiro parece formar complexos estáveis com molibdato, à semelhança do que ocorre com fosfato. A formação de complexo fosfo-molibídico constitui importante etapa na dosagem de P pelo método da vitamina C (Braga & Defelipo, 1974). Assim, a utilização desse método para a dosagem de P extraído de substratos ou solos com As pode resultar em superestimativa desse elemento, uma vez que tem sido observado o desenvolvimento de cor azul e obtidas curvas de calibração com elevados valores de coeficiente de determinação (R^2) para soluções-padrão de As dosadas por aquele método (Dias et al., dados não publicados).

A simbiose planta-bactérias diazotróficas-fungos micorrízicos é um sistema funcional que adquire propriedades que não estavam presentes nos níveis hierárquicos inferiores, ou seja, essa associação representa a união de bactérias diazotrópicas (fixadoras de N_2) com espécies vegetais (fixadoras de C) e fungos micorrízicos (Figura 3). Com isso, as plantas noduladas e micorrizadas adquirem a capacidade de incorporar C e N ao solo, com maior capacidade de absorção de nutrientes, tornando-se mais tolerantes aos estresses ambientais (Souza & Silva, 1996; Franco & Faria, 1997; Franco et al., 2000; Franco & Balieiro, 2000; Balieiro et al., 2002). Desta forma, as espécies vegetais que formam estas simbioses são as indicadas para aumentar o teor de matéria orgânica do sistema em condições de baixa fertilidade.

Algumas espécies de leguminosas apresentam grande dependência de fungos micorrízicos, inclusive para a nodulação e estabelecimento da simbiose, como observado para a *Anadenathera macrocarpa* (angico vermelho) que só respondeu à inoculação com rizóbio ou mesmo à adubação nitrogenada, quando também foi inoculada com o fungo micorrízico (Franco & Campello, 2005).

Em substratos completamente destituídos de matéria orgânica, a utilização de leguminosas arbóreas, noduladas e micorrizadas tem-se mostrado como uma técnica de recuperação ambiental muito eficiente (Dias et al., 1994a, 1995; Franco et al., 1996, 1997; Campello et al., 2000; Franco & Campello, 2005). Além de proporcionar significativo aporte de material orgânico ao substrato, esta técnica facilita o processo de sucessão

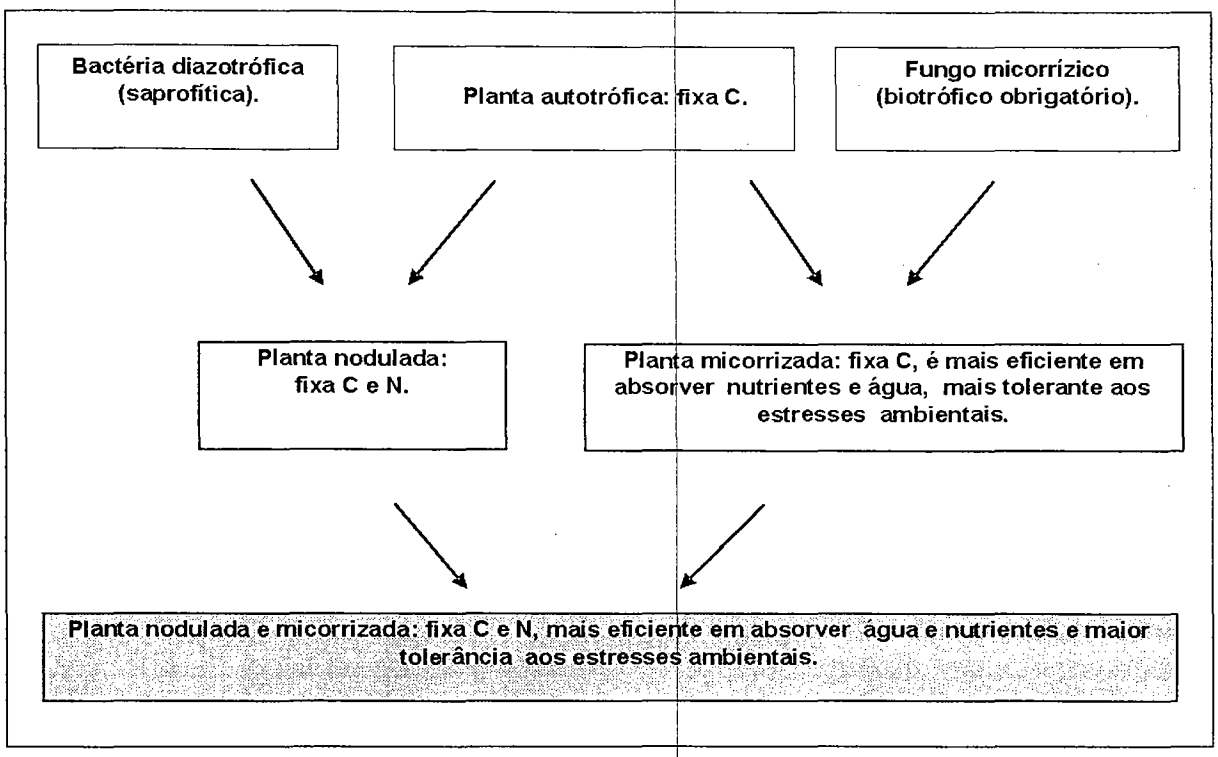


Figura 3. Vantagens acumuladas de leguminosas quando em simbiose com bactérias diazotróficas e fungos micorrízicos, para crescer em substratos destituídos de matéria orgânica e sujeitos a estresses ambientais.

Fonte: Modificado de Souza & Silva (1996).

vegetal (Campello, 1998). As espécies arbóreas com raízes profundas também reciclam nutrientes perdidos para as camadas mais profundas do solo (Nair et al., 1984, 1999).

Essa técnica baseia-se na elevada capacidade de adaptação e de produção de biomassa de algumas leguminosas arbóreas, aliada ao fato de a associação com microrganismos potencializar essas qualidades. Na verdade, sua utilização permite acelerar o processo de revegetação, criando rápida cobertura vegetal e, ao mesmo tempo, condições de solo e microclima favoráveis ao ingresso e estabelecimento de espécies de estádios sucessionais mais avançados.

Evidentemente, o comportamento de cada espécie dependerá das condições de manejo, substrato e clima locais. Por isso, faz-se necessário identificar as espécies leguminosas com capacidade de nodular, formar um banco de estirpes de rizóbio, identificar matrizes para coleta de sementes, selecionar as mais eficientes e avaliar a dependência micorrízica das espécies com maior potencial de uso (Faria et al., 1984, 1987, 1999a, b; Moreira, 1991; Siqueira, 1996; Faria & Melo, 1998; Franco et al., 2000).

Estimativas do potencial de fixação de N_2 em leguminosas arbóreas tropicais em condições de campo são escassas, porém podem ser encontrados valores que variam de 70 kg ha^{-1} ano^{-1} a até 500 kg ha^{-1} ano^{-1}, para *Leucaena leucocephala* (Vergara, 1982). Entretanto, a fixação de N_2 não deve ser atribuída como única virtude das leguminosas arbóreas. Aspecto de grande importância, em se tratando de recuperação de substratos

degradados, é o potencial de aporte de material orgânico ao solo. Espécies como a *Mimosa caesalpinifolia* podem produzir cerca de 10 t ha^{-1} ano^{-1} de matéria seca formadora de serapilheira (Embrapa, 1997) e 4,4 kg/planta de matéria seca de raízes (Andrade & Faria, 1997).

Comparando o potencial das espécies não-leguminosas (*Eucalyptus pellita*) e leguminosas (*Acacia mangium*) em recuperar um solo degradado pela extração de bauxita em Porto Trombetas-PA, Dias et al. (1994a) verificaram que, nove anos após o plantio, as parcelas com *A. mangium* apresentavam maior produção de serapilheira com menor relação C/N e maiores conteúdos de P, N, Mg e K e o solo superficial (0–2,5 cm) maior concentração de matéria orgânica, soma de bases trocáveis e CTC efetiva, confirmando o maior potencial dessa espécie em recuperar o solo degradado.

A principal critica ao uso de leguminosas arbóreas em trabalho de recuperação ambiental baseia-se na utilização de espécies de uma única família botânica e, muitas vezes, na utilização de espécies exóticas ao local de estudo, contrariamente à linha de pensamento na qual a maior diversidade de famílias poderá garantir o sucesso da recuperação ou maior estabilidade populacional (Tilman, 1996). Além disso, há o receio de que a utilização de espécies exóticas possa gerar desequilíbrio na medida em que uma espécie se torne dominante, interferindo nas fases da sucessão natural e impedindo o aparecimento de outras plantas (Reis et al., 1996). No entanto, o aspecto mais importante é a capacidade das espécies em criar condições favoráveis de microclima e substrato para que o processo de regeneração natural ocorra, permitindo que outras espécies se estabeleçam na área em recuperação. Ou, como salienta Campello (1998): "Não resta dúvida que a possibilidade de utilização de espécies leguminosas arbóreas locais mostra-se ecologicamente mais desejável. No entanto, aspectos como baixa disponibilidade de sementes, ausência de espécies selecionadas e adaptadas, falta de conhecimento de características silviculturais e da contribuição ao ciclo biogeoquímico, mostram-se como limitações ao uso de espécies locais". Assim, continua o autor: "O papel ou a função que a espécie exerce no processo parece ser mais importante que a origem desta".

Nesse sentido, o Centro Nacional de Pesquisa em Agrobiologia da Embrapa vem, há mais de 20 anos, executando levantamentos em diversas regiões do Brasil, com o objetivo de buscar espécies leguminosas com potencial para uso em programas de recuperação de áreas degradadas - RAD. Para as espécies identificadas com bom potencial para utilização em RAD, são realizados ensaios em casa de vegetação, com vistas em selecionar estirpes de bactérias mais eficientes na fixação de N_2 (Franco et al., 2000). Atualmente, mais de 1.000 espécies já foram avaliadas quanto à capacidade de fixar N_2, e o banco de germoplasma de bactérias fixadoras de N_2 da Embrapa/CNPAB conta com mais de 2.800 estirpes isoladas e identificadas. Já foram selecionadas estirpes mais eficientes para cerca de 70 espécies leguminosas arbóreas e arbustivas com potencial de utilização em RAD (Faria[2]).

---

[2] Faria, S.M. Embrapa/CNPAB, Seropédica-RJ, 23851-970. Comunicação pessoal.

As figuras 4 e 5 mostram dados sobre a regeneração natural sob parcelas de duas leguminosas fixadoras de N_2 (*Acacia mangium* – espécie exótica – e *Sclerolobium paniculatum*, taxi – espécie local –) e duas não-leguminosas exóticas (*Eucalyptus pellita* e *E. citriodora*) e uma não-leguminosa local (*Goupia glabra*, cupiúba) crescendo em Planossolo degradado pela remoção dos horizontes superficiais (área de empréstimo) em Porto Trombetas-PA. Cerca de onze anos após o plantio, a produção de matéria seca da parte aérea e o número de espécies provenientes de regeneração natural foram significativamente superiores nas parcelas com leguminosas fixadoras de N_2 (Campello, 1998).

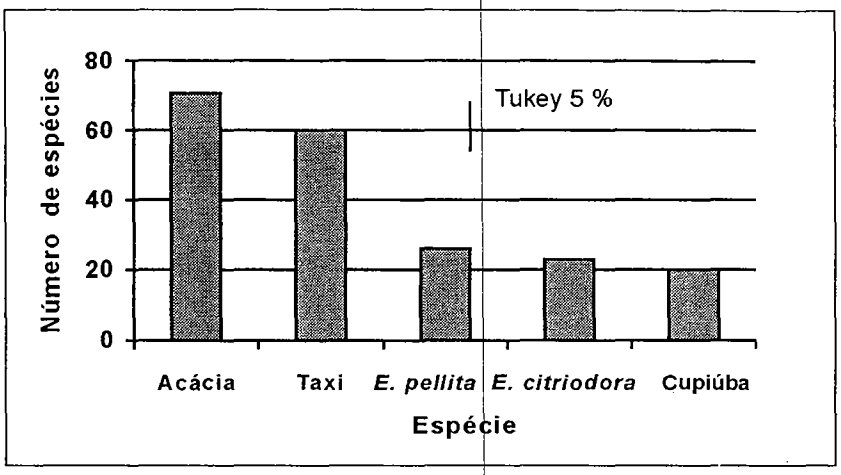


Figura 4. Número de espécies da regeneração natural em plantios de leguminosas fixadoras de N_2 (acácia e taxi), não-leguminosas (*E. pellita* e *E. citriodora*) e leguminosa não-fixadora de N_2 (cupiúba) em Planossolo degradado pela retirada de horizontes superficiais (área de empréstimo), em Porto Trombetas-PA.

Fonte: Campello (1998).

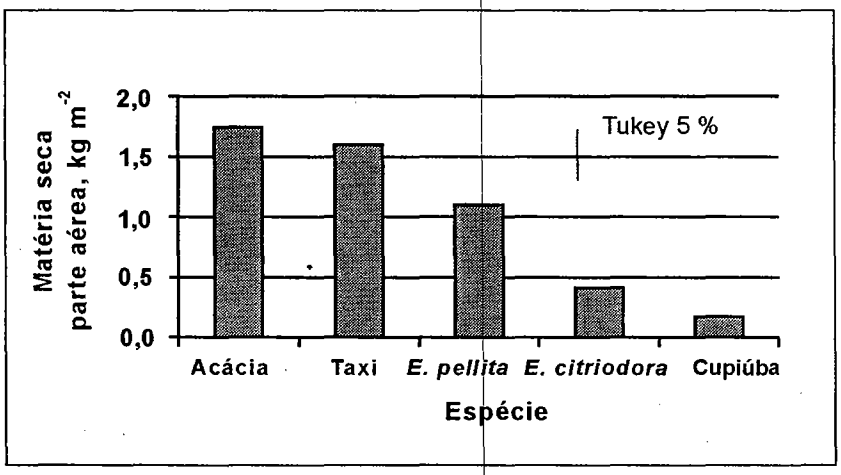


Figura 5. Produção de matéria seca da parte aérea de espécies da regeneração natural em plantios de leguminosas fixadoras de N_2 (acácia e taxi), não-leguminosas (*E. pellita* e *E. citriodora*) e leguminosa não-fixadora de N_2 (cupiúba) em Planossolo degradado pela retirada de horizontes superficiais (área de empréstimo), em Porto Trombetas-PA.

Fonte: Campello (1998).

O uso futuro da área é fundamental no processo de escolha de espécies. Não havendo determinação específica como uso agrícola, pastoril, parque, conservação da fauna, etc., essa escolha deve priorizar espécies que possam promover a proteção e melhoria da qualidade do substrato e criar condições para o processo sucessional, de maneira que o produto final apresente características previamente estabelecidas no projeto de recuperação. A utilização ou não de uma única família ou de espécies exóticas depende apenas de uma decisão gerencial calcada em questões relativas à disponibilidade de sementes, tempo requerido para a recuperação, pesquisas anteriores, recursos disponíveis e qualidade ecológica do produto final desejado. Não se trata de um enfoque excludente aos mecanismos ecológicos sucessionais, mas uma alternativa que permite, em se tratando de áreas mineradas, acelerar o processo de revegetação, sem, contudo, desfavorecer objetivos como sustentabilidade e qualidade ambiental.

Essa visão é distinta da atualmente preconizada para a restauração florestal, onde a presença de solo permite que a escolha de espécies seja baseada apenas em questões ecológicas e de disponibilidade de sementes. Neste sentido, os projetos de Políticas Públicas em Recuperação de Áreas Degradadas e da Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo permitiram a esse Estado elaborar as resoluções SMA 47/03 e 48/04 e, mais recentemente, a SMA 85/06, que fornecem orientações para o reflorestamento heterogêneo para áreas degradadas em diversas situações do estado (Barbosa & Potomati, 2003; Barbosa, 2006).

Uma vez que espécies leguminosas podem proporcionar a melhoria das características físicas, químicas e biológicas de substratos degradados, o uso dessas pode ser planejado para um processo de revegetação baseado em duas etapas, conforme proposto por Griffith et al. (1996). Esse processo vem sendo utilizado na revegetação de tanques de depósito de rejeito de lavagem de bauxita em Porto Trombetas-PA e se inicia pela hidrossemeadura de espécies leguminosas arbustivas e arbóreas. As sementes são inoculadas com estirpes selecionadas de bactérias fixadoras de N_2 atmosférico e esporos de fungos micorrízicos e são aplicadas juntamente com fertilizantes com macro e micronutrientes, com exceção de N. Essa fase inicial permite que o processo de secagem do rejeito seja acelerado e, ao mesmo tempo, exista significativa incorporação de C e nutrientes ao sistema. A segunda fase inicia-se quando o rejeito encontra-se consolidado, permitindo que seja realizado o "enriquecimento" por meio do plantio manual de mudas de espécies nativas pertencentes a diferentes estádios do processo sucessional (Dias et al., 2004b).

O sucesso de um programa de recuperação ambiental não pode ser avaliado apenas pela velocidade em que se forma a cobertura vegetal ou o vigor das plantas. Em se tratando de áreas drasticamente alteradas, tem-se como objetivo a formação de novo solo capaz, por meio de seus serviços, de contribuir para a sustentabilidade do sistema. Desta maneira, paralelamente à avaliação de crescimento dos indivíduos das espécies utilizadas no projeto de recuperação, diferentes variáveis físicas, químicas e biológicas de solo são empregadas como indicadoras de qualidade de solo por permitirem o monitoramento do processo de recuperação ambiental.

INDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO EM PROCESSOS DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL

O conceito de qualidade de solo é relativamente recente e tem sido mais utilizado para avaliar a sustentabilidade de diferentes práticas de manejo de solo. Uma boa qualidade do solo constitui-se no mais importante elo entre as práticas agrícolas e a agricultura sustentável (Santana & Bahia Filho, 1998). Se o solo é degradado, mais recursos em termos de tempo, dinheiro, energia e agroquímicos vão ser gastos para produzir mais alimentos, e os objetivos de sustentabilidade na agricultura não serão alcançados. Por outro lado, se a degradação do solo é revertida e sua qualidade é mantida ou melhorada, pela utilização de métodos de manejo adequados, a sustentabilidade da agricultura tornar-se-á realidade. Logo, entender e conhecer a qualidade do solo é imprescindível à definição de estratégias para um manejo sustentável sem comprometer sua qualidade no futuro (Nunes, 2003).

Para o monitoramento da qualidade do solo, de forma que possam ser sugeridas modificações nos sistemas de manejo e evitar sua degradação, devem-se identificar e caracterizar os processos e propriedades que influenciam sua capacidade de produção e sustentabilidade (Doran & Parkin, 1994). Este conceito utilizado para solos agrícolas é perfeitamente cabível para o monitoramento de processos de recuperação ambiental.

Para ser de utilidade prática, um indicador de qualidade de solo deve atender aos seguintes critérios: (a) ser sensível às variações de manejo e de clima, para possibilitar intervenções, visando melhorar a qualidade do solo, quando este for o caso; (b) ser bem correlacionado com funções do solo; c) ser de fácil mensuração e baixo custo; (d) ser útil para elucidar processos do ecossistema, e (e) ser compreensível e útil para o agricultor (Doran & Zeiss, 2000).

Nos sistemas naturais, a qualidade do solo é observada com vistas em obter um valor básico referencial ou conjunto de valores contra os quais futuras mudanças no sistema podem ser analisadas e comparadas (Nunes, 2003). Nos sistemas agrícolas, a qualidade do solo é monitorada para incentivar a produção sem degradar os solos e o ambiente (Gregorich, 2002). Na passagem de sistemas naturais para agrícolas, muitos atributos do solo, sensíveis a variações no uso e manejo e relacionados com as suas funções básicas, são alterados, indicando perdas na sua qualidade (Doran & Parkin, 1996). O estudo das alterações ocorridas nos solos cultivados teria resultados mais consistentes, se se utilizar um solo que não sofreu qualquer ação antrópica e, a partir daí, submetê-lo às operações agrícolas desejadas e, periodicamente, analisar as variáveis escolhidas. No entanto, podem-se comparar diferentes manejos em uma mesma propriedade ao longo dos anos, ou entre diferentes propriedades, ou, ainda, comparar um ecossistema natural com áreas manejadas (Sanchez, 1976). Estudos deste gênero têm adotado como referências os valores obtidos de variáveis previamente selecionadas em uma área próxima onde as características geopedoclimáticas e de vegetação são semelhantes àquelas que a área em estudo apresentava antes da degradação (Lynch, 2004; Dias, 2002).

A fertilidade do substrato exerce papel muito importante no início da revegetação, visto que as espécies requerem nutrientes em quantidades satisfatórias e equilibradas e na forma disponível para a fase inicial de crescimento e estabelecimento. Com a evolução do processo de recuperação, as espécies começam a formar serapilheira e a ciclagem biogeoquímica passa a atuar de forma efetiva. Neste momento, a fertilidade média do terreno tem de ser suficiente para que propágulos oriundos da chuva de sementes ou de espécies invasoras possam germinar e se estabelecerem, de maneira a dar seqüência ao processo de sucessão vegetal.

Os indicadores químicos de qualidade de solo, a saber: teor de matéria orgânica, pH, saturação por alumínio (m), capacidade de troca de cátions (CTC), disponibilidade de nutrientes e condutividade elétrica, têm sido eficientes até o momento em que a ciclagem biogeoquímica passa a atuar de maneira efetiva, uma vez que, a partir deste ponto, incrementos significativos na disponibilidade de nutrientes não são claramente evidenciados, enquanto os teores de matéria orgânica do solo tendem a aumentar à medida que a produção e deposição de matéria vegetal aumenta. Este comportamento tem sido observado no monitoramento de reflorestamentos em áreas degradadas pela explotação de bauxita em Porto Trombetas-PA (Oliveira 2003; Dias et al., 2004b; Lynch, 2004).

Dentre as variáveis biológicas, as mais utilizadas são aquelas relacionadas com a quantidade de biomassa microbiana (BM) que envolve grande variedade de microrganismos e corresponde à parte viva da matéria orgânica do solo, excluindo raízes e animais maiores do que aproximadamente 5 mm. A BM inclui bactérias, actinomicetos, fungos, algas e microfauna de vida ativa, que convivem no solo formando uma comunidade extremamente diversificada nos seus componentes e que realizam inúmeras funções no solo, como a mineralização de substratos orgânicos em nutrientes minerais (Wardle, 1992). A BM representa considerável reservatório de vários nutrientes para as plantas e contêm em seus tecidos cerca de 20 a 30 g kg^{-1} do C total e até 5 g kg^{-1} do N total do solo (Anderson & Domsch, 1980) e de 10 a 30 g kg^{-1} do S total do solo (Moreira & Siqueira, 2002).

A relação entre o teor de C da biomassa microbiana e o teor de C orgânico total, chamada de quociente microbiano (*q*MIC), reflete a eficiência da conversão de C da matéria orgânica em C microbiano (Sparling, 1992) e pode indicar situações em que a microbiota esteja enfrentando algum tipo de estresse. Da mesma forma, quando o ambiente mostra-se mais estável, os valores de *q*MIC tendem a crescer (Powlson et al., 1987).

Condições desfavoráveis à mineralização de matéria orgânica resultam em decréscimo na atividade de microrganismos decompositores. Esse decréscimo pode ser utilizado como um indicador de estresse ambiental. A relação entre a quantidade de CO_2 produzido por unidade de C da biomassa microbiana e por unidade de tempo é denominada quociente metabólico (Anderson & Domsch, 1985). Um baixo quociente metabólico indica utilização mais eficiente de energia e ecossistema mais estável (Insam & Haselwandted, 1989). Para Anderson & Domsch (1993), a utilização desta relação é importante para avaliar o efeito das condições de estresse sobre a atividade e conteúdo da biomassa microbiana.

Levantamentos realizados em diferentes sítios em recuperação após a explotação de bauxita em Porto Trombetas-PA (Oliveira, 2003; Lynch, 2004; Reis, 2006) demonstraram que o valor de quociente metabólico do solo superficial de mata primária da região é significativamente inferior aos valores obtidos com as amostras superficiais de depósitos de rejeito ou mesmo de alguns reflorestamentos mais antigos (Figura 6).

Além dessas variáveis, diferentes estudos têm utilizado enzimas como indicadoras de qualidade de solo (Nunes, 2003; Lynch, 2004). Destaque especial tem sido dado para as enzimas relacionadas com o ciclo do carbono (β-glucosidase, celulase e amilase), com o ciclo do nitrogênio (desidrogenase), com o ciclo do P (fosfatase ácida e alcalina) e do enxofre (arilsulfatase). Por serem variáveis relacionadas com atividade de microrganismos, é comum encontrar certa variabilidade nos resultados, razão pela qual as avaliações devem ser realizadas com certa periodicidade ao longo do ano, para que se alcance uma correta avaliação sob diferentes condições climáticas. Na prática, essas avaliações têm sido realizadas pelo menos em duas épocas do ano; todavia, o ideal seria que fossem realizadas pelo menos em quatro épocas do ano, abrangendo as quatro estações. Logicamente, o programa de amostragem deve considerar a variabilidade climática da região em estudo.

Procurando avaliar a qualidade de um solo submetido ao cultivo de café, Nunes (2003) comparou a atividade das enzimas fosfatase ácida, β-glicosidase e urease de amostras superficiais retiradas em quatro épocas do ano de parcelas de café em áreas adjacentes tendo como referência parcelas com cobertura vegetal de floresta secundária. À exceção da atividade da urease, as atividades das demais enzimas analisadas apresentaram o mesmo padrão de comportamento, mostrando-se maiores nos solos sob mata natural em todas as épocas do ano avaliadas (Figura 7), o que mostra uma tendência de maiores valores de fosfatase e β-glicosidase em solos com maiores teores de C orgânico.

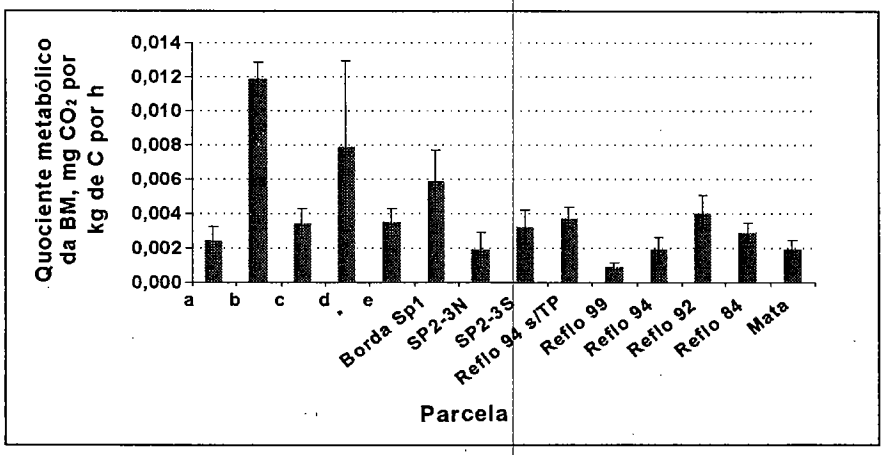


Figura 6. Quociente metabólico da biomassa microbiana da camada superficial de rejeito em parcelas com doses crescentes de fertilizantes (a, b, c, d, e), em parcelas de amostragem na borda do tanque de rejeito SP1 (Borda SP1), ao norte (SP2-3N) e ao sul (SP2-3S) no tanque de rejeito SP2-3, em parcelas de áreas mineradas pela explotação de bauxita e reflorestadas em 1994 sem (Reflo 94 STP) e com reposição de solo superficial reflorestadas nos anos de 1984 (Reflo 84), 1992 (Reflo 92), 1994 (Reflo 94) e 1999 (Reflo 99) e em parcelas sob mata primária (Mata), em Porto Trombetas (PA).

Fonte: Reis (2006).

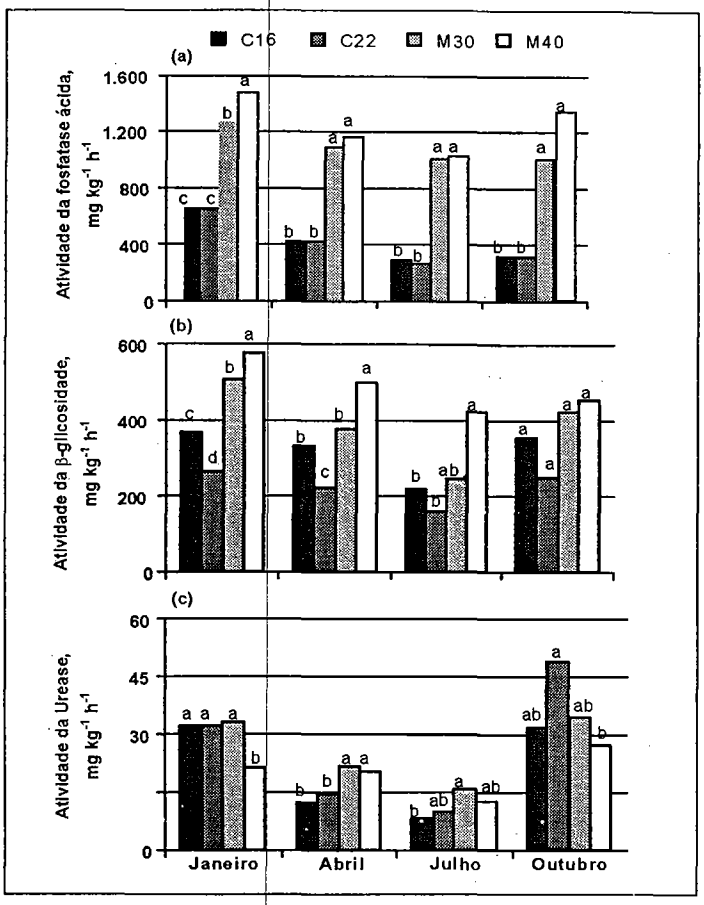


Figura 7. Atividade das enzimas fosfatase ácida (a), β-glicosidase (b) e urease (c) em amostras retiradas em diferentes períodos do ano em solos cultivados com café e sob mata secundária, no município de Viçosa-MG. C16: Café com 16 anos; C22: Café com 22 anos; M30: Mata com 30 anos e M40: Mata com 40 anos.

Fonte: Nunes (2003).

CORREÇÃO E FERTILIZAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

Conforme discutido neste capítulo, independentemente do processo e da intensidade, a degradação do solo é caracterizada principalmente pela perda de seus horizontes superficiais; conseqüentemente, a carência de matéria orgânica, de atividade biológica e de nutrientes constitui o principal fator limitante ao restabelecimento dos diferentes processos que possam garantir a sustentabilidade de vegetação.

Associada à perda de horizontes superficiais, a exposição de materiais de solo com baixo nível de estruturação pode resultar no aceleramento de processos erosivos e na formação de camadas adensadas decorrentes da eluviação de argila. Dessa maneira, o cenário mostra-se fortemente desfavorável ao estabelecimento de espécies vegetais que possam adicionar C e nutrientes ao sistema, e assim, dar início ao processo de formação de um novo solo e de recuperação do ambiente.

Portanto, assumindo uma visão mais restrita de recuperação ambiental, o restabelecimento de vegetação passa a ser o ponto fundamental do processo. Como comentado no início deste capítulo, a discussão tem enfoque centrado em áreas drasticamente alteradas, como substratos remanescentes de atividade mineração ou área de empréstimo para obras de engenharia.

O uso inicial de espécies arbóreas leguminosas que se associam com bactérias fixadoras de N_2 e fungos micorrízicos tem-se mostrado eficiente e de baixo custo para situações em que o estabelecimento de uma floresta é o objetivo do processo de recuperação. Para situações em que o objetivo não é o estabelecimento de floresta, a mistura de espécies leguminosas e não-leguminosas de porte arbustivo ou mesmo plantas herbáceas podem ser recomendadas. Logicamente, a seleção de espécies e a maneira como o processo de recuperação vai ser conduzido dependem de seus objetivos, disponibilidade de recursos, características do sistema degradado e tempo disponível para a recuperação. Deve-se ter em mente, ainda, que órgãos estaduais de fiscalização ambiental dispõem de exigências diferenciadas quanto ao uso de espécies, principalmente em relação à procedência destas.

Considerando o foco deste livro, é importante considerar processos de transformação de um substrato degradado em solo que permita o estabelecimento e crescimento de plantas. Portanto, o ponto inicial é como adicionar C ao sistema, a fim de criar condições favoráveis à atividade biológica e à estruturação de suas partículas de maneira a restabelecer a micro e macroporosidade e a capacidade de retenção de água do substrato.

Certamente, existindo boa disponibilidade de materiais: compostos orgânicos, resíduos animais, tortas, lodo de esgoto, resíduos orgânicos industriais, serragem, resíduos de poda e manutenção de jardins, etc. o uso desses é fortemente recomendado. No entanto, deve-se ter em mente que as quantidades a serem adicionadas são significativamente maiores que as comumente utilizadas na agricultura. Para atingir resultado significativo (vale destacar que, por se tratar de um substrato sem cobertura vegetal e com características físicas fortemente desfavoráveis), as quantidades devem variar de pelo menos 50 a 200 t ha^{-1}, dependendo da fonte e características do substrato.

Para situações em que o substrato apresenta sulfetos metálicos passíveis de ser oxidados, gerando acidez e solubilização de metais, as quantidades aplicadas podem ser superiores. Em substrato ácido (pH < 4,0) com elevadas concentrações de Zn e Pb, foram necessárias 300 t ha^{-1} de lodo de esgoto desidratado (*anaerobic sludge cake*) e quantidade superior a 100 t ha^{-1} de calcário para o estabelecimento de vegetação (Daniels et al., 1994). Por outro lado, quantidades da ordem de 75–150 t ha^{-1} do mesmo material têm sido recomendadas para a revegetação (gramíneas predominantemente) de rejeitos não-ácidos da extração de carvão mineral (Haering & Daniels, 2000).

Aspecto importante a ser considerado refere-se aos cuidados necessários decorrentes do uso de grandes quantidades de determinadas fontes de material orgânico, principalmente lodo de esgoto, em que a presença de metais pode ser maior. O monitoramento contínuo de solo e de águas sub e superficiais deve ser realizado a fim de garantir que os impactos ambientais sejam minimizados.

Na impossibilidade da aplicação de materiais orgânicos em toda a superfície do substrato, a utilização localizada promove resultados imediatos muito bons em termos de estabelecimento e crescimentos das mudas. Em covas de 30 x 30 x 30 cm, a aplicação localizada de 2,0 a 4,0 dm^3 de esterco bovino curtido promoveu crescimento muito bom para *Acacia mangium* em rejeito de lavagem de bauxita (Franco et al., 1996).

A correção da acidez de substratos pode ser realizada por meio de calcário, preferencialmente magnesiano ou dolomítico, aplicado em toda a superfície do substrato e incorporado quando do plantio de espécies herbáceas e arbustivas. Excetuando substratos com sulfetos metálicos passíveis de gerar acidez pela oxidação desses, o uso de critérios agronômicos (método da saturação por bases ou método do Al^{3+} e Ca^{2+} + Mg^{2+}) para o estabelecimento da necessidade de calagem tem proporcionado bons resultados. Para substratos que contêm sulfetos e geram acidez, o uso do método de balanço ácido-base tem sido utilizado principalmente nos Estados Unidos. O potencial de acidez a ser gerado pelo substrato é obtido a partir da oxidação dos sulfetos da amostra com peróxido de hidrogênio (H_2O_2), formando H_2SO_4, seguido da titulação da solução com NaOH até pH 7,0. No entanto, considerações a respeito da eficiência do método (Mello et al., 2003) e das elevadíssimas quantidades de calcário recomendadas devem ser analisadas, principalmente no que se refere aos custos, possibilidades de ocorrência de supercalagem e eficiência a médio e longo prazo (Mays et al., 2000).

Para o plantio de espécies arbóreas, a demanda de corretivos de acidez tende a ser significativamente menor pelo fato de a maioria das espécies pioneiras e de rápido crescimento apresentar maior tolerância à acidez. Como prática, a aplicação localizada de calcário na cova de plantio tem sido utilizada para melhorar a fertilidade do solo da cova, criando condições mais favoráveis à disponibilidade de nutrientes. Por outro lado, a aplicação de calcário em toda a superfície do terreno poderia criar condições mais favoráveis ao ingresso de espécies invasoras espontâneas – o que é desejável dentro de uma perspectiva de recuperação ambiental onde qualquer aporte de C ao substrato é bem-vindo – proporcionando maior cobertura e proteção do substrato. O uso de plantios mais adensados (2 x 2 m, por exemplo), com espaçamentos menores entre plantas, tem compensado a não-aplicação de calcário em toda a superfície do terreno.

As quantidades e tipos de fertilizantes a serem utilizados, a fim de garantir o estabelecimento e crescimento de vegetação em solos degradados, dependem de diferentes fatores. As quantidades são determinadas de acordo com a fertilidade do substrato e das exigências nutricionais das espécies a serem utilizadas. O tipo de fertilizante depende, igualmente, das características físico-químicas do substrato remanescente e de outros fatores, como custo, disponibilidade, forma de aplicação e objetivos do processo de recuperação ambiental.

A análise de rotina de fertilidade de solo para substratos com fragmentos rochosos e saprolíticos pode ser utilizada com certas ressalvas dada a possibilidade de sub ou superestimativa da disponibilidade de nutrientes (Dias, 1998), uma vez que os extratores químicos foram desenvolvidos a partir de estudos de correlação com amostras de horizontes superficiais de solo.

Para a maioria dos substratos, talvez para a totalidade desses, N e P mostram-se como os principais limitantes ao estabelecimento e crescimento inicial de plantas. A partir do momento em que a ciclagem biogeoquímica de nutrientes começa a operar com maior eficiência, a demanda por P reduz fortemente, enquanto a de N decresce gradativamente, porém mantém-se em níveis normalmente superiores ao de P, dada a mobilidade maior daquele no solo em relação a este.

A utilização de espécies leguminosas que se associam a bactérias fixadoras de N_2 e a fungos micorrízicos possibilita maior economia e eficiência nutricional, pois permite que fertilizantes nitrogenados não sejam utilizados e exista maior capacidade das plantas em absorver P.

Para espécies arbóreas, a fase de formação de mudas permite que sejam adicionadas ao substrato quantidades significativas de N (a partir de uma fonte de matéria orgânica, como esterco bovino) e de P. Preferencialmente, os substratos para a formação de mudas têm sido preparados com adição de fontes solúveis de P, a fim de proporcionar maior quantidade prontamente disponível do nutriente, uma vez que o nível crítico de P no solo para essa fase é significativamente superior ao do verificado para plantas mais velhas no campo (Neves et al., 1990)[3].

Para o estabelecimento da muda no campo, o uso de fontes de menor reatividade, como fosfatos naturais, ou de reatividade intermediária, como termofosfato magnesiano, proporciona resultados muito bons, garantindo disponibilidade adequada de P por um período longo. As quantidades a serem aplicadas, de forma localizada no fundo da cova de plantio, variam na ordem de 100 a 150 g de termofosfato ou 150 a 200 g de fosfato natural.

Deve-se ressaltar que a acidificação da rizosfera que ocorre em plantas associadas com bactérias fixadoras de N_2 atmosférico possibilita maior solubilização e aproveitamento do P adicionado via fosfatos naturais de baixa reatividade (veja capítulo VIII).

O fornecimento de Ca e Mg ao sistema pode ser realizado por meio de calcários magnesianos ou dolomíticos, quando da correção da acidez do substrato. Algumas espécies arbóreas pioneiras, como *Acacia mangium* e *A. holosericea*, apresentam elevada eficiência de absorção e utilização de Ca (Dias et al., 1994b, 1995), permitindo que a quantidade de P aplicada via adubação fosfatada (fosfato natural) atenda à demanda pelo nutriente até que a ciclagem biogeoquímica se estabeleça.

Para atender à demanda de K e S de espécies arbóreas e arbustivas de rápido crescimento, recomenda-se o uso de cerca de 50–100 g de K_2SO_4, aplicado em cobertura e em torno da planta aos 60–120 dias do plantio. Outra alternativa seria o uso de KCl e o fornecimento de S por meio de gesso agrícola. No caso do suprimento de P via superfosfato simples, a quantidade veiculada de S seria suficiente para atender à demanda de espécies arbóreas.

---

[3] Apesar de o texto de Neves et al. (1990) referir-se especificamente a espécies de eucalipto, a experiência dos autores deste capítulo permite extrapolar este comportamento para grande parte das espécies arbóreas utilizadas em programas de recuperação de áreas degradadas.

O uso de fertilizantes para fornecer micronutrientes depende fundamentalmente das características do substrato. Rejeitos e outros materiais oriundos de processos de beneficiamento de minérios e ligas metálicas podem apresentar elevadas concentrações de um ou vários micronutrientes, como Cu, Zn, Fe e Mn. Nestes casos, devem-se procurar formulações que atendam à demanda específica de cada situação. Para os demais substratos carentes em matéria orgânica e micronutrientes, a aplicação localizada na cova de plantio de 30 a 50 g de formulações completas, como a FTE BR12, tem proporcionado bons resultados (Dias et al., 2006).

Como comentado anteriormente, não existe uma receita única para a recuperação de área degradada. Características individuais de cada local exigem, muitas vezes, procedimentos específicos. A correção da fertilidade do substrato, como uma etapa do processo de recuperação ambiental, não é diferente. Portanto, as sugestões apresentadas devem ser consideradas como ponto de partida, cabendo à equipe técnica responsável o ajuste das fontes e quantidades de fertilizantes, considerando as características locais, espécies a serem utilizadas, objetivos do processo de recuperação e disponibilidade de insumos e recursos.

LITERATURA CITADA

ABDUL-KAREEM, A.W. & McRAE, S.G. The effects on topsoil of long-term storage in stockpiles. Plant Soil, 76:357-363, 1984.

ABRAHÃO, W.P.A. Aspectos químicos e mineralógicos relacionados à geração experimental de drenagem ácida em diferentes geomateriais sulfetados. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2002.125p. (Tese de Doutorado)

ABRAHÃO, W.P.A. & MELLO, J.W.V. Fundamentos de pedologia e geologia de interesse no processo de recuperação de uma área degradada. In: DIAS, L.E. & MELLO, J.W.V., eds. Recuperação de áreas degradadas. Viçosa, MG, SOBRADE, Folha de Viçosa, 1998. p.15-26.

AHERN C.R.; STONE, Y. & BLUNDEN, B. Acid sulfate assessment guidelines. Acid sulfate soil management advisory committee. Wollongbar, NSW, 1998. 52p.

ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS, R.F.; DIAS, L.E. & OLIVEIRA, J.A. Determinação e uso do fósforo remanescente. B. Inf. SBCS, 25:27-32, 2000.

ANDERSON, J.M. & FLANAGAN, P.W. Biological processes regulating organic matter dynamics in tropical soils. In: COLEMAN, D.C.; OADES, J.M. & UEHARA, G., eds. Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems. NifTAL Project. College of Tropical Agriculture and Human Resources, University of Hawaii, 1989. p.97-229.

ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K.H. Quantities of plant nutrient in the microbial biomass of selected soils. Soil Sci., 130: 211-216, 1980.

ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K.H. The metabolic quotient (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. Soil Biol. Biochem., 25:393-395, 1993.

XVIII – FERTILIDADE DO SOLO E SUSTENTABILIDADE DA ATIVIDADE AGRÍCOLA

Wenceslau J. Goedert[1/] & Sebastião Alberto de Oliveira[1/]

[1/] Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília – UnB.
goedert@unb.br; oliveira@unb.br

Conteúdo

INTRODUÇÃO 992

SUSTENTABILIDADE E QUALIDADE DO SOLO 993

Conceitos: Sustentabilidade, Resiliência e Qualidade do Solo 994

Sustentabilidade 994

Resiliência 995

Qualidade do Solo 995

Avaliação da Qualidade do Solo 996

Papel da Matéria Orgânica do Solo 998

FERTILIDADE E QUALIDADE DO SOLO E DO AMBIENTE 1001

Práticas de Fertilidade do Solo e Melhorias Potenciais da Qualidade do Solo 1002

Atividades Agrícolas e Qualidade do Ambiente 1002

SUSTENTABILIDADE DA ATIVIDADE AGRÍCOLA 1004

Interação entre a Fertilidade do Solo e os Fatores de Produção Agrícola 1004

Uso Sustentável do Solo em Ambiente Tropical 1007

Sistemas Agrícolas Sustentáveis 1008

Sistema Plantio Direto 1008

Agricultura Orgânica 1010

Sistemas Agroflorestais 1011

Integração Lavoura – Pecuária 1012

CONSIDERAÇÕES FINAIS 1014

LITERATURA CITADA 1015

SBCS, Viçosa, 2007. Fertilidade do Solo, 1017p. (eds. NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H., BARROS, N.F., FONTES, R.LF., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L.).

INTRODUÇÃO

O solo é um corpo natural, resultante do intemperismo das rochas e que desempenha uma série de funções relacionadas com o crescimento das plantas. Conceitualmente, do ponto de vista agronômico, um solo apresenta alta qualidade quando suas funções permitem que o crescimento das plantas seja elevado e sustentado. Um solo não manejado e em suas condições naturais está em equilíbrio dinâmico e apresenta resistência a mudanças. Contudo, quando manejado e submetido ao uso continuado, pode ter esse equilíbrio alterado, com reflexos na sua qualidade, que pode ser melhorada ou piorada, dependendo do manejo a que for submetido. Este fato tem inquietado a sociedade, em razão da crescente pressão pelo uso do solo e pelas conseqüências que isso possa ter na qualidade de vida e sobrevivência da humanidade.

O solo, como componente do ambiente, tem várias macrofunções (Figura 1).

Como ambiente para o crescimento das plantas, são funções do solo servir de suporte, favorecendo o crescimento das raízes das plantas, permitir trocas gasosas e receber, reter e suprir água e nutrientes para as plantas e animais que o usam como habitat. Várias propriedades são importantes para que o solo desempenhe bem suas funções, podendo-se destacar o equilíbrio entre os percentuais do volume da fração sólida e do espaço poroso, que determina o volume de ar e da solução do solo, esta constituída de água e nutrientes para o crescimento e desenvolvimento das plantas. Destaca-se, ainda, a presença de grande variedade de organismos da flora e da fauna, que vivem no solo e que desempenham papel fundamental em várias reações e transformações que aí ocorrem, tais como: incorporação, decomposição e mineralização dos resíduos vegetais e animais. A atividade desses organismos é responsável pela vida do solo, portanto, pode-se dizer que solo é um corpo natural vivo.

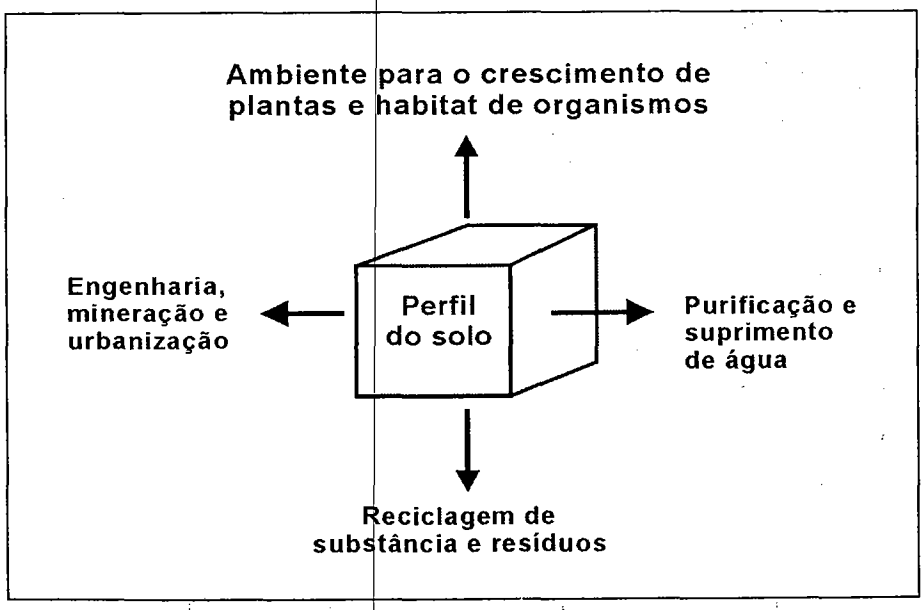


Figura 1. Macrofunções do solo.

O solo constitui grande reservatório e um poderoso filtro de água. Considerando que, em média, cerca de 50 % do volume do solo são poros, dos quais metade é microporos (poros com capacidade de reter água), aproximadamente 1 m^3 de água pode ser retido em 4 m^3 de solo. As argilas minerais e a matéria orgânica são responsáveis pelas trocas iônicas do solo, que, assim, exerce o papel de um filtro, "purificando" a água que percola por meio de seu perfil. Esses componentes, além de ter uma alta superfície específica, contêm cargas que adsorvem os íons da solução do solo. Como conseqüência, a água que atinge o lençol freático é de melhor qualidade, se comparada à que chega à superfície do solo.

Resíduos, naturais ou resultantes de atividades antrópicas, são depositados na superfície do solo ou nele incorporados. Em ecossistemas naturais (florestas, por exemplo), o retorno dos resíduos por ela produzidos ao solo é vital para a manutenção do equilíbrio do sistema. Um caso clássico registrado na literatura foi a retirada continuada da serapilheira para utilização como cama de gado durante o inverno, o que causou declínio da Floresta Negra, na Alemanha (Pritchett & Fisher, 1987). A quebra do equilíbrio de um sistema natural pelo ser humano, seja por atividades agrícolas, seja por industriais ou por urbanas, pode comprometer a sobrevivência dos ecossistemas.

O solo tem sido utilizado de diversos modos e com várias funções em obras de engenharia (estradas, barragens, linhas de transmissão de energia, etc.), em atividades de mineração (exposição de jazidas de minérios, matéria-prima para olarias e cerâmicas, etc.) e em assentamentos de comunidades urbanas.

Todos estes usos do solo (Figura 1) podem redundar em degradação, principalmente se a utilização for feita numa intensidade acima da capacidade de suporte e de oferta para determinada função.

Nos capítulos anteriores deste livro, foi dada ênfase ao papel do solo como fornecedor de elementos essenciais ou nutrientes às plantas, tendo sido apresentadas e discutidas as técnicas disponíveis para o uso racional de corretivos, fertilizantes e outros materiais, visando à produção de alimentos e matérias-primas. Neste capítulo, pretende-se caracterizar e discutir a relação entre o manejo da fertilidade do solo e a sustentabilidade da atividade agrícola, com um enfoque abrangente e uma visão de futuro. Embora haja relativa escassez de dados experimentais, procurar-se-á direcionar as discussões para solos tropicais.

SUSTENTABILIDADE E QUALIDADE DO SOLO

A experiência tem evidenciado que o uso intensivo e irracional do solo pode resultar em diminuição de sua qualidade, com graves conseqüências: social, econômica e ambiental. Por isso, é necessário concentrar esforços na gestão dos recursos do solo, visando garantir o seu uso racional, com vistas em satisfazer as necessidades atuais e das futuras gerações. Para isso, é necessário estabelecer estratégia de uso do solo que respeite sua capacidade de oferta de recursos, manejando-o de modo a manter ou melhorar sua qualidade. Somente assim seu uso será sustentável.

Conceitos: Sustentabilidade, Resiliência e Qualidade do Solo

A preocupação com o desenvolvimento sustentável tem crescido nos últimos anos e envolvido grande número de debates, dentre os quais se pode destacar a ECO 92, no Rio de Janeiro. Dos compromissos dos países participantes desse evento, situa-se o preparo de uma proposta de desenvolvimento sustentável para cada país. A proposta brasileira reuniu um conjunto de sete documentos, dos quais dois estão mais direcionados para a agricultura: Recursos Naturais (Brasil, 2000a) e Agricultura Sustentável (Brasil, 2000b). Os conceitos apresentados e discutidos a seguir têm sua base conceitual nestes documentos.

Sustentabilidade

O crescimento populacional e a busca de melhoria de vida pressionam a base dos recursos naturais. Assegurar o acesso e o uso sustentável desses recursos para o bem-estar do homem constitui desafio a ser enfrentado. A redução dos desperdícios e dos impactos ambientais e o uso racional dos recursos são estratégias importantes para reverter os processos dos mesmos.

Não se trata de interromper o crescimento, mas de eleger um caminho que garanta o desenvolvimento integrado e participativo da sociedade, e que considere a base dos recursos naturais (água, biodiversidade, minerais, etc.) e seus ciclos de produção e regeneração. Para tanto, são indispensáveis a valorização e o uso racional desses recursos, antes considerados infinitos e abundantes e hoje reconhecidos como escassos, em escala mundial.

Ultimamente, o conceito de sustentabilidade tem sido muito discutido. Essa discussão tem raízes na ecologia e está associada à capacidade de suprimento, regeneração e recomposição dos ecossistemas. Existe consenso de que a sustentabilidade envolve várias dimensões, podendo-se destacar as de caráter ambiental, socioeconômica e tecnológica. A dimensão ambiental refere-se à manutenção da capacidade de sustentação dos ecossistemas, implicando seu uso de acordo com sua capacidade de oferta de bens e serviços. A dimensão socioeconômica baseia-se na melhoria da qualidade de vida das gerações, atuais e futuras, e de retornos aos investimentos, enquanto a dimensão tecnológica envolve a eficiência do processo produtivo, a eficácia de seus produtos e a satisfação dos usuários.

Deve-se reconhecer que há evidentes dificuldades na determinação do limite de sustentabilidade de cada recurso, principalmente ao serem consideradas as inter-relações e as sinergias estabelecidas em suas respectivas cadeias reprodutivas e as pressões antrópicas a que esses recursos estão sujeitos.

A capacidade de suporte do solo e da água, quando submetidos ao uso intensivo, e a quantidade de pressão que um ambiente pode suportar em bases contínuas são, em geral, perguntas às quais urge responder, tendo em vista os riscos de degradação. Isso demonstra o quanto é necessário investir na construção de referências e indicadores de sustentabilidade, a fim de que se possa, efetivamente, mensurar as condições de

sustentabilidade dos recursos naturais. Contudo, independentemente desse conhecimento, é forçoso reconhecer que a sustentabilidade passa pelo planejamento, pela utilização racional e pela participação dos usuários na definição de responsabilidades inerentes à estratégia a ser implementada (Brasil, 2000a).

No que concerne à agricultura sustentável, a proposta brasileira (Brasil, 2000b) apresenta a visão de um sistema produtivo que garanta:

a) Manutenção, em longo prazo, dos recursos naturais e da produtividade;

b) Mínimo de impactos adversos ao ambiente;

c) Retornos adequados aos produtores;

d) Otimização da produção com um mínimo de insumos externos;

e) Satisfação das necessidades de alimentos, renda e qualidade de vida; e

f) Atendimento às demandas sociais das famílias e das comunidades rurais.

O atendimento desses pré-requisitos tem uma relação estreita com o uso sustentável dos recursos naturais, especialmente do solo e da água.

Resiliência

A sustentabilidade da produção agrícola de um solo está fortemente relacionada com sua resiliência e sua qualidade.

De acordo com Novais & Smyth (1999), o termo resiliência refere-se à habilidade de um solo se recuperar ou de se ajustar facilmente a uma mudança. Usando uma figura didática, seria uma propriedade semelhante à capacidade que tem uma mola de retornar à sua forma original, quando não mais submetida a uma pressão.

A resiliência poderia ser vista como a capacidade de um solo recuperar sua qualidade quando submetido a um uso intensivo e, ou, inadequado. Deste modo, a resiliência está estreitamente relacionada com atributos do solo inerentes ao seu poder tampão, atributo que compõe a qualidade de um solo.

O conceito de capacidade-tampão tem sido muito aplicado no manejo da acidez do solo e na adubação fosfatada, já que os solos ácidos e pobres em P disponível de regiões tropicais têm-se caracterizado pela resistência a mudanças nestas propriedades (alta resiliência), conforme discutido em capítulos anteriores deste livro.

Qualidade do Solo

É cada vez mais difícil conceber a idéia de competitividade e sustentabilidade dissociada de garantia de qualidade. Esse conceito de qualidade tem sido corriqueiramente utilizado para produtos comerciais, para o ar, etc., e, mais recentemente, para solos. Contudo, definir e quantificar a qualidade do solo (QS) tem sido uma tarefa difícil, uma vez que ela depende das características intrínsecas do solo, de suas interações com o ecossistema e de seu uso para diversos fins.

Do ponto de vista agrícola, a qualidade do solo pode ser conceituada como a capacidade de tal recurso exercer várias funções, dentro dos limites do uso da terra e do ecossistema, para sustentar a produtividade biológica, manter ou melhorar a qualidade ambiental e contribuir para a saúde das plantas, dos animais e humana. Portanto, o uso sustentável do solo e da água envolve a manutenção ou mesmo a melhoria da qualidade destes recursos naturais.

Os grandes componentes da qualidade do solo são:

a) Produtividade – habilidade do solo em promover a produção de plantas;

b) Qualidade ambiental – habilidade do solo na atenuação de efeitos de contaminantes, patógenos, etc.; e

c) Saúde animal – inter-relação entre QS e saúde vegetal, animal e humana.

Avaliação da Qualidade do Solo

Este tema tem sido muito discutido recentemente pela comunidade científica, podendo-se indicar as seguintes referências para consulta: Santana & Bahia Filho (1998) e Mielniczuk et al. (2003). A qualidade do solo aborda três linhas de pensamento. A primeira procura identificar os melhores indicadores (atributos ou propriedades) físicos, químicos e biológicos de funções que o solo deve cumprir (produtividade, por exemplo); a segunda considera a matéria orgânica do solo, bem como seus compartimentos, como o melhor indicador de qualidade do solo e a terceira deixa de lado os indicadores e procura analisar os processos no sistema solo-planta, envolvendo o nível de organização dos componentes do solo.

No Brasil, a qualidade do solo tem sido mais abordada pela primeira linha de pensamento. Um dos desafios atuais da pesquisa é como avaliar a qualidade de um solo, de uma maneira simples e confiável. Ela pode ser avaliada por meio da quantificação de alguns indicadores ou atributos, ou seja, de propriedades físicas, químicas e biológicas que possibilitem o monitoramento de mudanças no estado de qualidade deste solo. Em termos gerais, têm sido definidos três grupos de indicadores (Doran & Parkin, 1994):

a) **Efêmeros** (os que oscilam em curto espaço de tempo), tais como: temperatura, umidade, pH, teor de nutrientes, atividade de microrganismos, etc.;

b) **Intermediários** (aqueles alteráveis após manejo do solo por alguns anos), tais como: densidade do solo, resistência à penetração, permeabilidade, agregação, estabilidade de agregados, teor de matéria orgânica, atividade biológica, etc.; e

c) **Permanentes** (atributos inerentes ao tipo de solo e que servem para classificar os solos), tais como: textura, mineralogia, profundidade, cor, densidade de partículas, etc.

Os indicadores "intermediários" têm sido os mais utilizados para monitorar a qualidade do solo pelo fato de não estarem sujeitos a variações bruscas e poderem ser avaliados com métodos de boa reprodutibilidade.

A escolha de indicadores deve considerar, dentre outros, os seguintes aspectos: facilidade de medição, resposta a mudanças, limite claro entre condições de sustentabilidade e não-sustentabilidade e relação direta com requerimentos de QS.

Uma vez selecionados os atributos que serão utilizados para avaliar a QS, torna-se necessário definir limites de sustentabilidade, ou seja, qualificar ou calibrar as informações obtidas pelas medições analíticas, no campo e no laboratório. O limite de sustentabilidade é o valor numérico usado para cada indicador avaliado, visando separar a condição sustentável da não-sustentável ("nível crítico"). Dois enfoques têm sido propostos para se estabelecerem critérios de referência para determinar tais limites: condição de solo nativo, especialmente para as propriedades físicas, ou condições de solo que maximizem a produção e conservem o ambiente.

Visando facilitar a comparação da qualidade de solos nativos ou submetidos a diferentes usos, podem-se estabelecer índices numéricos de QS (similares aos conhecidos índices de acidez, de disponibilidade de nutrientes, salinidade, resiliência, erodibilidade, estabilidade de agregados, etc.) ou adotar a linha de modelagem, gráfica ou matemática.

Uma ilustração de modelo gráfico encontra-se na figura 2, na qual a qualidade de um solo utilizado por um longo período sob pastagem plantada foi comparada com a qualidade do mesmo solo sob Cerrado nativo. Para compor este modelo, foram avaliados três atributos de natureza física (densidade do solo, resistência mecânica à penetração e taxa de infiltração de água), dois de natureza química (teor de matéria orgânica e capacidade de troca catiônica) e dois de natureza biológica (carbono total da biomassa microbiana e respiração basal).

Neste diagrama, pode-se observar que o uso do solo para pastagem redundou na diminuição de sua qualidade, particularmente de seus atributos físicos. Tal procedimento facilita a visualização comparativa da QS em diferentes situações de uso e auxilia na definição da estratégia a ser implementada para recompor a qualidade do solo de uma área.

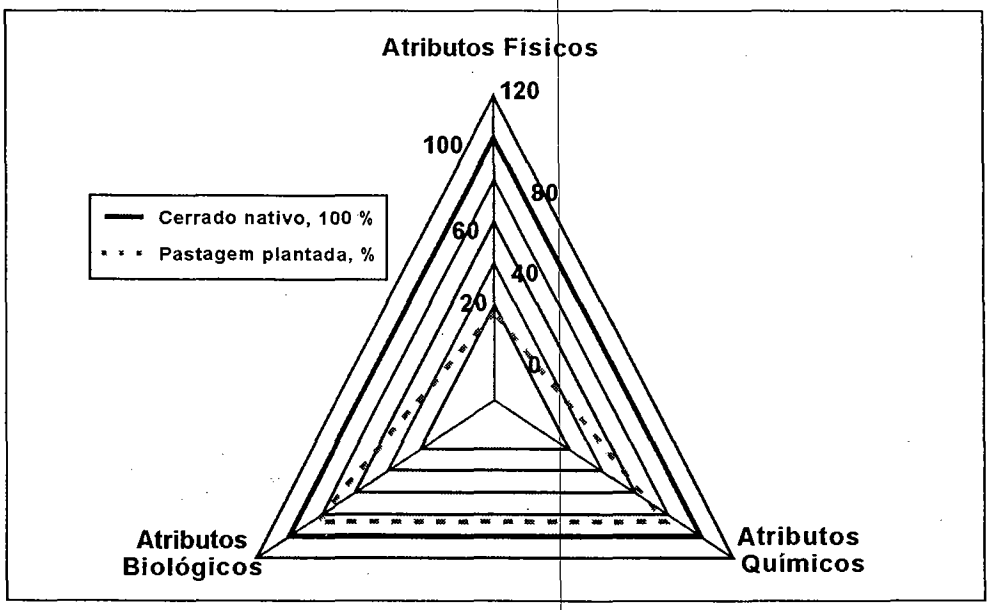


Figura 2. Diagrama comparativo da qualidade do solo, considerando seus atributos físicos, químicos e biológicos, de uma área sob pastagem plantada, tendo como referência uma área sob Cerrado nativo.

Fonte: Araújo et al. (2007).

Um índice de QS deve informar sobre a capacidade do solo em exercer suas funções, relacionadas com três principais objetivos: produção sustentável (produção vegetal e resistência à erosão), qualidade ambiental (qualidade da água e do ar) e saúde animal e humana (qualidade de alimentos). A utilização prática destes índices será exemplificada posteriormente, quando discutidos os vários sistemas agrícolas.

As práticas de manejo e conservação do solo e da água devem ser planejadas e implementadas, procurando-se manter ou mesmo melhorar seus atributos, de modo a aumentar a capacidade do solo em sustentar uma produtividade biológica competitiva, sem comprometer a qualidade da água. O monitoramento da qualidade do solo deve ser orientado para detectar tendências de mudanças que são mensuráveis num período longo (mais de dez anos). Este monitoramento pode ser feito na propriedade agrícola ou em níveis mais abrangentes, tais como: microbacia hidrográfica, região, etc.

Papel da Matéria Orgânica do Solo

O tema matéria orgânica do solo (MOS) foi abordado no capítulo VI deste livro, contudo, considera-se importante revisar e ampliar algumas discussões, tendo em vista a função primordial da MOS na qualidade e no uso sustentável do solo.

Nas regiões tropicais de clima úmido e subúmido, predominam os solos em estádio avançado de intemperização, que são caracterizados por elevada acidez, baixa CTC e elevada capacidade de sorção de ânions, como o fosfato. Nesses solos, a matéria orgânica contribui para aumentar a CTC, reduzir a acidez, por meio de complexação do Al trocável, e bloquear sítios de sorção de fosfato.

Uma característica comum desses solos é a presença de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio e de argilas 1:1, que lhes confere, juntamente com a matéria orgânica, carga variável, dependente de pH. Em solos com tal característica, a matéria orgânica diminui o PCZ e, como conseqüência, aumenta a CTC do solo resultante do efeito da calagem (Zorzo, 1993).

Em solos tropicais, mais de dois terços das cargas negativas são originárias da fração orgânica, como exemplificado com solos do Distrito Federal (Quadro 1). Assim, o uso sustentável de solos tropicais é extremamente dependente da manutenção ou aumento do teor de MOS, especialmente em solos arenosos.

No sistema de preparo convencional, a MOS pode ser reduzida pelo cultivo do solo por período relativamente curto, como cinco anos (Quadro 2). Tal efeito pode ser mais drástico em solos mais arenosos, nos quais a MOS se encontra menos protegida. Este exemplo comprova, ainda, a alta velocidade do processo de decomposição ("queima") dos compostos orgânicos, quando o solo é mobilizado. Contudo, a recomposição é difícil e demanda muito tempo.

Outro papel importante da MOS na qualidade do solo diz respeito aos seus efeitos sobre a disponibilidade de P. Os principais mecanismos por meio dos quais a MOS aumenta a disponibilidade de P no solo são:

Quadro 1. Capacidade de troca catiônica (CTC) da fração orgânica e mineral de alguns solos do Distrito Federal, na profundidade de 0–20 cm

Solo	CTC_{total}	$CTC_{org.}$	$CTC_{min.}$	$Fração_{org.}$	$Fração_{min}$
	cmol$_c$ dm^{-3}			%	
LE argiloso	14,0	12,7	1,3	91	9
LE argiloso	9,2	6,5	2,7	71	29
LE argiloso	9,7	8,5	1,2	88	12
LE médio	5,6	4,9	0,7	88	12
LV argiloso	12,3	11,8	0,5	96	4
LV argiloso	9,8	9,0	0,8	92	8
PV argiloso	12,1	10,6	1,5	88	12
PV argiloso	3,9	2,6	1,3	67	33
TR	12,8	9,8	3,0	77	23
TR	22,4	16,5	5,9	74	26
Média				83	17

Quadro 2. Perdas de matéria orgânica (MOS) em solos de Cerrados do Oeste Baiano, com diferentes teores de argila

Ano	> 15 % argila		15 a 30 % argila		> 30 % argila	
	MOS	PR[1]	MOS	PR	MOS	PR
	g kg^{-1}	%	g kg^{-1}	%	g kg^{-1}	%
0	14,5	0,0	15,4	0,0	27,6	0,0
1	10,9	25,1	11,9	22,7	23,8	13,8
2	8,2	43,4	9,3	39,6	20,8	24,7
3	6,3	56,6	7,4	52,0	18,4	33,3
4	4,9	66,2	6,0	61,3	16,6	40,0
5	3,9	73,2	4,9	68,1	15,1	45,3

[1] Perda relativa, em relação ao ano zero.
Fonte: Silva et al. (1994).

a) **Mineralização** - Durante o processo da decomposição da MOS, ocorrem a mineralização e a liberação de nutrientes para as plantas, inclusive do P. Dependendo da qualidade dos materiais orgânicos incorporados, até 30 % do P absorvido pelas plantas poderá ser proveniente da MOS;

b) **Bloqueio de sítios com carga positiva ($Fe(OH)_2^+$ e $Al(OH)_2^+$)** - As cargas negativas, provenientes da dissociação dos ácidos orgânicos formados durante o processo da mineralização, podem neutralizar ou bloquear cargas positivas nos compostos de Fe e Al, impedindo, desse modo, a adsorção por troca de ligante (covalente) do $H_2PO_4^-$;

c) **Protonação dos grupos amínicos ($R\text{-}NH_3^+$)** - Os grupamentos amínicos ($-NH_2$) no húmus podem ser protonados, gerando cargas positivas, nas quais o $H_2PO_4^-$ poderá ficar adsorvido por forças de caráter eletrostático (adsorção física), constituindo, assim, uma forma de P lábil;

d) **Solubilização dos compostos fosfatados de menor solubilidade** - Os ácidos orgânicos provenientes da mineralização da MOS podem solubilizar parte dos fosfatos de Ca em particular, de menor solubilidade, aumentando, assim, a disponibilidade de P para as plantas;

e) **Complexação e, ou, quelatação do Fe^{3+} e do Al^{3+}** - Os ácidos orgânicos provenientes da mineralização da MOS formam complexos e, ou, quelatos com os íons Fe^{3+} e Al^{3+}, impedindo-os de reagir com o $H_2PO_4^-$, aumentando, assim, a concentração de P na solução do solo.

Uma ilustração dos efeitos da MOS sobre a disponibilidade de P é apresentada na figura 3, em que 3,0 t ha^{-1} de soja foram produzidas no mesmo Latossolo muito argiloso, com teores de P disponível (Mehlich-1) de 3 e 6 mg dm^{-3}, sendo os teores médios de MOS de 37,3 e 28,4 g kg^{-1}, respectivamente. Tais resultados mostraram uma diminuição no nível crítico de P, quando a cultura da soja foi plantada após a pastagem de braquiária, comparada com a soja plantada após uma cultura anual. O aumento no teor de MOS foi o principal fator responsável por tal efeito.

O efeito da MOS sobre a disponibilidade de P no solo também pode ser demonstrado com a técnica de simulação por meio do DRIS (Sistema Integrado de Diagnose e Recomendação) (Quadro 3). A análise de um solo teve como resultados 11,9 g kg^{-1} de MOS e 5,7 mg kg^{-1} de P, apresentando, portanto, limitações tanto de MOS como de P disponível. Assumindo a não-adição de matéria orgânica ao solo (sem adição), o teor de P desejável no solo, para corrigir sua limitação, seria de 12,0 mg kg^{-1}, ao passo que, quando a matéria orgânica é adicionada (com adição), o teor de MOS passaria para 21,2 g kg^{-1} e o teor de P desejável para corrigir sua limitação seria de 7,9 mg kg^{-1}. Ou seja, a elevação no teor de MOS de 11,9 para 21,2 g kg^{-1} resultaria numa redução de 52 % no teor desejável de P.

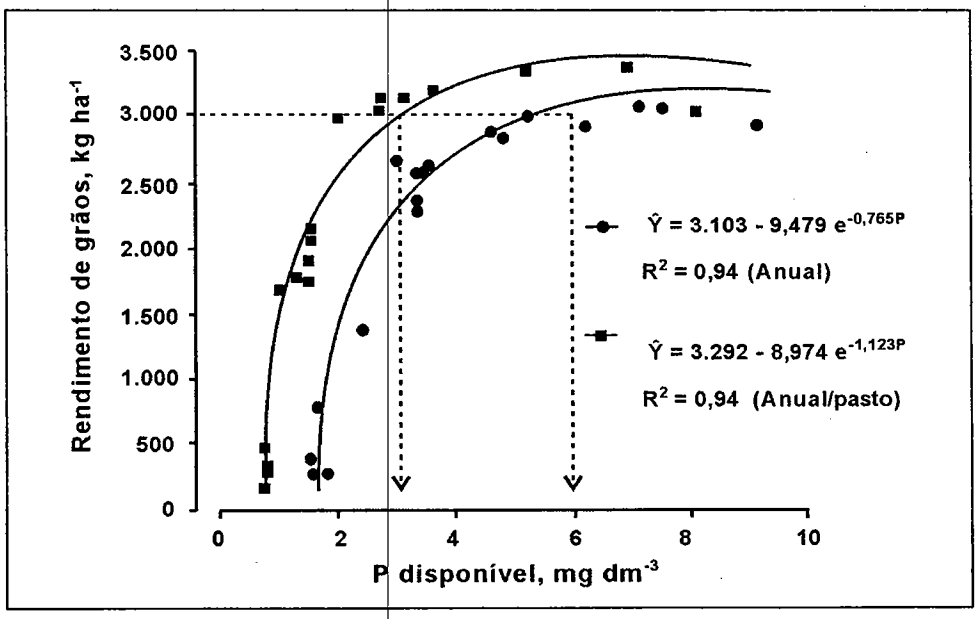


Figura 3. Efeito de dois sistemas de cultivo (cultura anual contínua - Anual e rotação de cultura anual e pastage - Anual/pasto) na disponibilidade de P (Mehlich-1) para a cultura de soja no décimo terceiro cultivo.

Fonte: Sousa & Lobato (2002).

Quadro 3. Efeito da matéria orgânica na disponibilidade de fósforo no solo simulado por meio do DRIS

Matéria orgânica	MOS		P	
	Atual	Simulado	Atual	Simulado
	g kg^{-1}		mg kg^{-1}	
Sem adição	11,9	11,9	5,7	12,0
Com adição	11,9	21,2	5,7	7,9

A estratégia de manejo do solo deve, portanto, priorizar práticas que resultem em maior produção de resíduos orgânicos e, adicionalmente, que permitam maior tempo de residência das frações mais ativas (húmus) no solo. Tal estratégia retarda a liberação dos nutrientes pela mineralização, mas realça a função da matéria orgânica na melhoria de atributos físicos, químicos e biológicos do solo, exercendo seu papel como condicionador.

As atividades agrícolas produzem resíduos vegetais e animais que devem ser aplicados, visando manter ou aumentar o teor de MOS. Adicionalmente, resíduos sólidos ou líquidos com alta percentagem de matéria orgânica são produzidos nos centros urbanos (lixo, esgoto, restos industriais, etc.), que, após serem tratados, podem ser incorporados ao solo.

FERTILIDADE E QUALIDADE DO SOLO E DO AMBIENTE

Conforme já mencionado, um dos pré-requisitos para que o uso de um solo seja sustentável é o respeito pela capacidade de oferta, inerente e intrínseca a cada solo. Assim, por exemplo, um solo arenoso tem menor capacidade de exercer certa função, menor resiliência e maior fragilidade do que um argiloso, razão pela qual requer um manejo diferenciado.

A relação entre a capacidade de oferta e o nível de manejo constitui a base dos sistemas de avaliação da aptidão agrícola das terras. De acordo com Ramalho Filho & Beek (1995), a capacidade de oferta deve considerar os seguintes fatores de limitação: fertilidade, água, arejamento, susceptibilidade à erosão e impedimentos à mecanização. Se o grau de limitação imposto por um desses fatores for muito alto, tal fator passa a limitar o uso da terra, devendo receber atenção prioritária no manejo do solo.

Em outras palavras, o manejo da fertilidade do solo pode ser de importância secundária, caso outro fator esteja limitando o crescimento e desenvolvimento das culturas (Lei do Mínimo). Adicionalmente, fica evidente que o uso racional do solo envolve uma integração entre as diversas práticas de manejo do solo e da cultura.

Práticas de Fertilidade do Solo e Melhorias Potenciais da Qualidade do Solo

Um grande volume de informações sobre o manejo da fertilidade do solo está disponível no Brasil, resultante de experimentos e testes desenvolvidos sobre este tema. Tais informações têm sido publicadas principalmente na Revista Brasileira de Ciência do Solo e na Pesquisa Agropecuária Brasileira. Adicionalmente, vários compêndios foram organizados e editados, visando agregar as informações. Dentre estes, podem-se destacar os seguintes, de acordo com sua atualidade e, ou, nível de abrangência: Raij (1991), Sousa & Lobato (2002) e Bissani et al. (2004).

As alterações nas propriedades químicas e na fertilidade do solo têm sido avaliadas em uma gama de solos e de culturas, em resposta a diferentes esquemas de calagem e adubação, sob vários sistemas de cultivo. Em síntese, podem-se destacar as seguintes alterações positivas na qualidade do solo, as quais já foram exemplificadas em capítulos anteriores deste livro texto:

a) A calagem reduz a acidez de solos, resultando em vários benefícios, dentre os quais, para o caso particular de solos tropicais, o aumento da CTC (surgimento das cargas negativas dependentes de pH), da saturação por bases, da disponibilidade de nutrientes e da atividade da biota do solo;

b) A incorporação de gesso agrícola (gessagem) como agente condicionador tem-se mostrado uma técnica promissora na eliminação de barreiras químicas ao crescimento do sistema radicular das plantas, como, por exemplo, alta concentração de Al^{3+} abaixo da camada arável do solo;

c) A adição de fertilizantes industrializados tem sido imprescindível, não apenas para repor os nutrientes retirados pelas culturas, mas, principalmente, para elevar a disponibilidade de nutrientes e ajustar o equilíbrio nutricional do solo. Deve-se, contudo, frisar que o consumo anual de fertilizantes no Brasil é ainda muito baixo, sendo de apenas 132 kg ha^{-1} de NPK, segundo levantamento da Associação Nacional para Difusão de Adubos-ANDA (ANDA, 2003);

d) O manejo adequado dos restos de culturas e das plantas invasoras tem sido vital para manter ou aumentar o teor de MOS, com efeitos positivos em diversos atributos do solo, sejam eles de natureza química, física ou biológica. E mais, a manutenção destes restos na superfície do terreno protege o solo de grandes variações térmicas e da ação erosiva da chuva e do vento.

Em síntese, a experiência tem demonstrado que o emprego racional de corretivos, fertilizantes e materiais condicionadores, aliado ao uso de outras práticas agrícolas, permite a melhoria da qualidade do solo e de seu potencial produtivo. Isto prova que o uso intensivo do solo para atividades agrícolas não necessariamente redunda em sua degradação, como tem sido, às vezes, apregoado.

Atividades Agrícolas e Qualidade do Ambiente

As atividades agrícolas afetam drasticamente o equilíbrio natural do ambiente, a vida vegetal e animal e o ciclo dos nutrientes. Para a produção agrícola, insumos são

incorporados ao solo e nutrientes são retirados pelas culturas e por perdas diversas. Tudo isso pode afetar a qualidade do ambiente, em seus principais componentes: solo, ar, água, flora e fauna.

Dois temas merecem destaque neste assunto: eutrofização da água e possível contaminação do solo pelo uso de resíduos urbanos e industriais.

Um dos principais nutrientes que pode causar problemas ambientais é o N, principalmente por meio da lixiviação do íon nitrato para o lençol freático e para os mananciais de água. Outro nutriente que tem merecido atenção crescente é o P, transportado pelas enxurradas até os cursos ou depósitos de água, podendo causar a eutrofização deste recurso natural, com conseqüências nefastas para a vida aquática, especialmente a animal (Silva & Prusky, 1997) (veja capítulo VIII).

Grande parte dos nutrientes retirados pelas colheitas vai acabar em depósitos de lixo e esgoto, materiais que apresentam um grande potencial para a melhoria do solo, visto que contêm nutrientes e alto teor de matéria orgânica. Nos últimos anos, esforço tem sido despendido no sentido de avaliar os efeitos, positivos e negativos, do aproveitamento agrícola destes resíduos, para reciclagem de nutrientes e, ou, para melhoria da qualidade do solo. Conforme resumido por Bettiol & Camargo (2000), a disposição destes materiais é complexa, mas eles têm grande potencial para promover o aumento da produção agrícola e a melhoria de solos e áreas degradadas.

Contudo, a incorporação destes e de outros materiais ao solo pode causar sua contaminação. Uma apreciação abrangente do conhecimento atual sobre este tema foi apresentada por Accioly & Siqueira (2000) (Quadro 4).

Além dos impactos no funcionamento e na biodiversidade do ecossistema, a contaminação do solo é uma séria ameaça para a flora, fauna e, em particular, para a saúde pública (Figura 4).

A remediação de solos contaminados é complexa, envolvendo um conjunto de práticas ou processos que visam à atenuação ou correção do impacto de agentes contaminantes, para garantir a funcionalidade do ecossistema e evitar a expansão da contaminação. Nos últimos anos, tem crescido o uso de processos de biorremediação, utilizando microrganismos, plantas ou enzimas para destoxicar contaminantes no solo e noutros ambientes.

Quadro 4. Classificação dos poluentes do solo

Categoria	Exemplo/Fonte
Nutriente	N e P em fertilizantes, estercos e resíduos urbanos
Pesticida	Princípios ativos de defensivos agrícolas
Rejeito perigoso	Combustíveis e alguns rejeitos industriais
Elemento traço	Metais presentes no solo, em calcários e em fertilizantes
Efeito acidificante	Chuva ácida, drenagem de mineração e fertilizantes amoniacais
Efeito salino	Água de irrigação e alguns fertilizantes

Fonte: Adaptado de Accioly & Siqueira (2000).

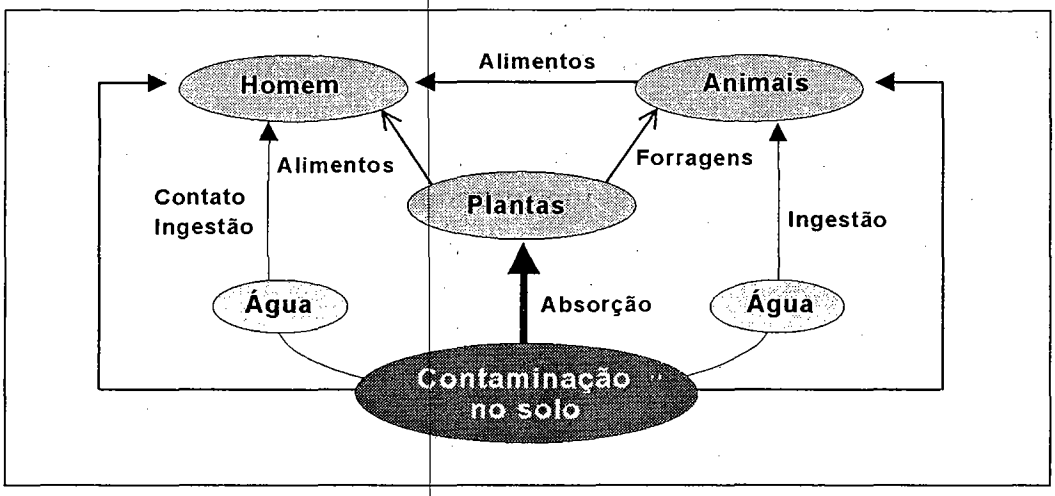


Figura 4. Principais vias de exposição pelas quais contaminantes do solo atingem plantas, animais e homem.
Fonte: Accioly & Siqueira (2000).

Finalmente, outro tema que tem merecido destaque nos últimos anos diz respeito aos estoques de C no solo e sua perda para a atmosfera. Mielniczuk et al. (2003) apresentam uma discussão abrangente sobre o assunto, mostrando sua estreita relação com o manejo do solo. A estratégia principal é criar condições para a máxima captura de C atmosférico por meio da fotossíntese e sua retenção nas estruturas vegetais, vivas ou mortas. Também para esta finalidade é importante promover o incremento do teor de matéria orgânica e o aumento do seu tempo de residência no solo.

SUSTENTABILIDADE DA ATIVIDADE AGRÍCOLA

Conforme já mencionado neste capítulo, a sustentabilidade abrange várias dimensões, podendo-se destacar as biológicas, sociais, econômicas e ambientais. A maioria das pesquisas em fertilidade do solo aborda apenas a questão biológica, ou seja, avalia os efeitos da adição de insumos no crescimento e desenvolvimento de espécies vegetais.

Neste item, pretende-se mostrar, de forma resumida, que o manejo da fertilidade representa apenas "um tijolo numa construção", numa atividade complexa, como a agricultura, principalmente em regiões tropicais. Finalmente, são apresentados quatro sistemas agrícolas, alternativos ao sistema de cultivo convencional, cujos fundamentos se inserem no contexto da sustentabilidade da atividade agrícola.

Interação entre a Fertilidade do Solo e os Fatores de Produção Agrícola

É necessário frisar que a sustentabilidade de um empreendimento agrícola, independentemente da dimensão ou propósito, será atingida apenas se sua gestão for capaz de administrar, de forma harmônica, todos os fatores envolvidos no processo produtivo, dentro e fora da propriedade agrícola.

Em nível interno ("dentro da porteira"), inicialmente é preciso conhecer a oferta ambiental, em termos de clima, solo, água, topografia, etc. e a disponibilidade de recursos humanos, materiais e financeiros, para que se possa definir a estratégia mais racional de uso destes recursos. Nesse contexto, e principalmente em regiões tropicais, a fertilidade do solo passa a ser de fundamental importância.

Originalmente, eram três os fatores clássicos de produção agrícola: terra, trabalho e capital. Posteriormente, foi acrescentado um quarto, a tecnologia, fator que cresce em importância na medida em que se busca maior produtividade e em que se incorporam ao processo produtivo terras com limitações ao uso e que, portanto, requerem um manejo com alto nível tecnológico.

Analisando a relação entre a fertilidade do solo e a máxima eficiência produtiva na Região do Cerrado, Lobato & Sousa (2002) afirmaram que uma propriedade agrícola sustentável deve resultar da solução de um sistema de equações interativas e interdependentes, envolvendo, pelo menos, os seguintes aspectos: biológicos, sociais, culturais, econômicos, políticos, ambientais, energéticos, administrativos e mercadológicos.

A eficiência do sistema agrícola pode ser definida como a relação entre as saídas (produtos ou benefícios) e as entradas (insumos ou custos) no processo produtivo, podendo ser medida em termos de unidades de valores monetários ou de outros relacionados com um dos aspectos supracitados. Esta relação deve sempre ser superior à unidade para que haja evolução e sustentabilidade. Conhecer e saber usar as relações e suas interações estabelecem o limite entre o sucesso e o fracasso. Um exemplo simples ilustra a interação entre fatores de produção (Quadro 5), cuja elaboração foi realizada há cerca de vinte e cinco anos, no início do processo de expansão da agricultura para a Região do Cerrado. Naquela época, foi estudada a resposta da cultura da soja à adubação fosfatada. Foram apresentadas quatro alternativas de uso da mesma quantidade do insumo fosfato (12 toneladas de P_2O_5 na área estabelecida) para a produção de soja na região. Para uniformizar a análise dos dados, as receitas e as despesas foram representadas pela mesma moeda (tonelada de soja).

No primeiro cenário, caracterizou-se a situação de uma lavoura de 300 ha com aplicação de apenas 40 kg ha^{-1} de P_2O_5, ou seja, uma dose muito aquém da recomendada, mas com produção total superior à dos demais cenários. A relação entre as saídas e entradas (relação B/C) evidencia que a alternativa mais eficiente é aquela que associa área (menor) com alta tecnologia (maior dose de fertilizante) (interação entre fatores terra e capital). Em adição aos aspectos econômicos desta ilustração, cabe ressaltar os aspectos ambientais, já que o cultivo de uma grande área de terra, com baixas doses de adubação fosfatada, resultará em baixo grau de cobertura vegetativa e, portanto, em baixa proteção contra os agentes erosivos e com grandes riscos de degradação.

Outra ilustração, com dados mais atuais (Figura 5), considera o custo médio de produção (custeio) do ano agrícola 2001/2002 e o valor da soja a R$ 18,00 o saco, que faz com que a produtividade necessária para pagar o custo fixo da cultura seja de 35 sacos ha^{-1}; este é o ponto de nivelamento (ponto de interceptação das retas), abaixo do qual a atividade será insustentável em termos econômicos. Produções acima de

35 sacos ha^{-1} proporcionariam retornos positivos, dependendo dos custos fixos. Tendo em vista as variações de preços de produtos e de custos, o cálculo do ponto de nivelamento deve ser feito para cada local e ano. Esse exemplo mostra a necessidade de o produtor planejar as doses da adubação para obter produtividades bem acima do ponto de nivelamento, visando se proteger das oscilações de preços de venda do produto. Mostra, também, que o uso de tecnologia adequada, incluindo o manejo da fertilidade do solo, contribui para reduzir os riscos de frustrações de safra. E mais, ilustra a inter-relação e interdependência entre as diversas equações envolvidas no processo produtivo agrícola, explicitamente entre a biológica e a econômica.

Quadro 5. Produção potencial de quatro lavouras de soja, estabelecidas em solo com alta resposta à adubação fosfatada (P_2O_5), mantendo-se constante o produto área x quantidade de fertilizante, utilizando a mesma quantidade total de fertilizante fosfatado

Área	Adubação fosfatada	Produtividade potencial[1]	Produção total (B)	Custos fixos[2]	Custo fosfato	Custo total (C)	Produção líquida[3]	Relação B/C[4]
ha	kg ha^{-1}	t ha^{-1}	t de grãos					
300	40	0,9	270	210	48	258	12	1,04
200	60	1,3	260	140	48	188	72	1,38
150	80	1,6	240	105	48	153	87	1,57
100	120	2,2	220	70	48	118	102	1,87

[1] Calculada com base nas curvas de repostas potenciais. [2] Baseados em custos fixos (custo total menos o custo do fosfato) de 700 kg ha^{-1} de grãos e na condição de que sejam necessários 4 kg de soja para pagar 1 kg de P_2O_5. [3] Diferença entre a produção total e o custo total expressa em toneladas de grãos. [4] Relação entre a produção total e o custo total expressa em toneladas de grãos.
Fonte: Goedert et al. (1986).

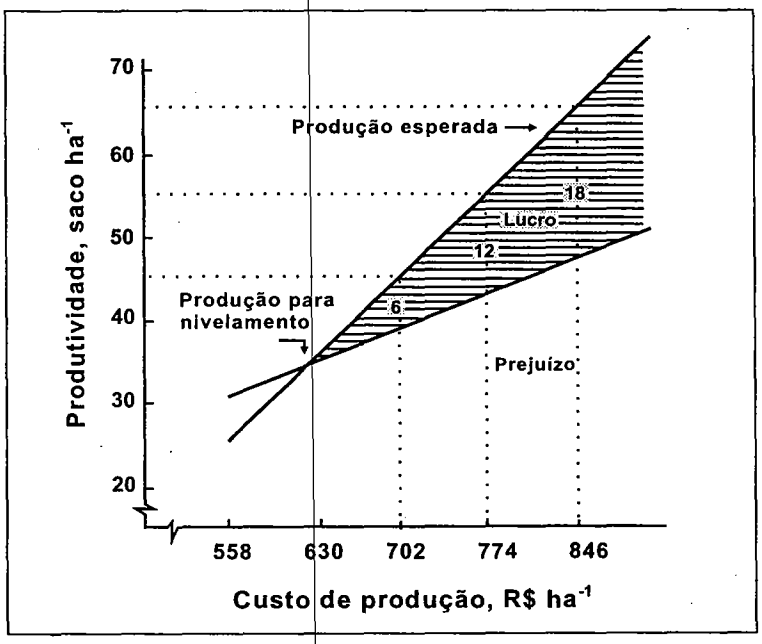


Figura 5. Retorno econômico, expresso em sacos ha^{-1}, para diversas produtividades de soja em solos de Cerrado.
Fonte: Lobato & Sousa (2002).

Uso Sustentável do Solo em Ambiente Tropical

As características climáticas do território brasileiro possibilitam o cultivo de grande diversidade de espécies vegetais durante todo o ano. Segundo Sanchez (1976), o potencial de produção anual de biomassa vegetal nos trópicos e subtrópicos chega a 160 t ha^{-1}, em comparação a 30 t ha^{-1} em regiões temperadas e frias. Entretanto, as altas temperaturas, associadas à disponibilidade de água, contribuem para taxas mais elevadas de decomposição dos resíduos orgânicos nos trópicos. Adicionalmente, nessas regiões, ocorrem chuvas de alto potencial erosivo, que exigem práticas de manejo do solo que priorizem a manutenção da matéria orgânica e a proteção da superfície do solo com cobertura vegetal, viva e, ou, morta.

Em grande parte do território brasileiro, predominam solos altamente intemperizados, a maioria pertencente à ordem dos Latossolos, onde predominam argilominerais de baixa atividade (sesquióxidos e argilas 1:1), que lhes conferem, juntamente com a matéria orgânica, carga variável dependente de pH. Em solos com tais características, a MOS exerce papel importante na dinâmica dos nutrientes, conforme já destacado anteriormente.

Em condições naturais, a maioria dos Latossolos apresenta baixa fertilidade, baixa CTC, elevada acidez (baixa saturação por bases e alta por alumínio) e alta capacidade de retenção de P. Já os argilosos apresentam maior superfície específica, possibilitando a formação de complexos organominerais que dificultam a decomposição da MOS, favorecendo a formação de agregados estáveis. A proteção da matéria orgânica, de modo particular pelos óxidos e hidróxidos de Fe e Al, é apontada como a principal causa de sua manutenção em regiões tropicais, apesar de serem as condições climáticas favoráveis à sua decomposição. Isso explica também sua alta resiliência nessas condições. Por outro lado, os Latossolos, em sua maioria, são solos profundos, com elevado estado de organização, apresentando agregados estáveis de elevada macroporosidade proporcionando alta capacidade de infiltração de água, boa drenagem, baixa erodibilidade e pouco impedimento à mecanização.

Em termos de aptidão agrícola, inicialmente, o fator mais limitante é a baixa fertilidade. Assim, a utilização desses solos para atividade agrícola requer o emprego de um nível tecnológico mais elevado, incluindo a correção da acidez e a elevação da fertilidade. Uma vez equacionadas tais limitações, a experiência tem demonstrado que o potencial produtivo é elevado, uma vez que as características climáticas (luz e temperatura) favorecem alta produtividade de biomassa durante o ano todo.

A maior parte dos conhecimentos e técnicas relativas ao manejo da fertilidade do solo foi desenvolvida pela pesquisa em sistemas agrícolas convencionais, que envolvem o revolvimento freqüente da camada superficial do solo (camada arável). Experiências têm demonstrado que a mobilização intensa do solo, principalmente em regiões tropicais, pode redundar em efeitos negativos e em degradação.

Em síntese, os principais efeitos negativos já detectados para essa prática são:

a) Pulverização do solo, com ruptura dos agregados, facilitando o selamento superficial do solo e o arraste de partículas pela enxurrada;

b) Exposição excessiva dos compostos orgânicos, com aumento da velocidade de sua decomposição, resultando em diminuição do teor de matéria orgânica do solo;

c) Favorecimento de condições para a formação de uma zona compactada abaixo da camada arável do solo (denominada "pé-de-grade"), resultante da pressão exercida pelos implementos de preparo e, ou, da movimentação das partículas mais finas no perfil do solo.

Tais resultantes têm estreita relação com o manejo da fertilidade do solo, uma vez que a enxurrada provoca erosão da camada superficial, onde foram incorporados corretivos, fertilizantes e condicionadores do solo. A diminuição da matéria orgânica diminui a qualidade deste solo, em todos os aspectos. Finalmente, a camada compactada funciona como uma barreira ao crescimento das raízes em profundidade, causando sérios prejuízos ao crescimento das plantas, especialmente pela diminuição da sua capacidade em absorver água e nutrientes.

Em síntese, o uso inadequado do solo conduz, mais cedo ou mais tarde, à deteriorização de sua estrutura e do seu nível de organização, com reflexos negativos em sua qualidade e resiliência e, por conseguinte, a atividade agrícola torna-se insustentável.

Sistemas Agrícolas Sustentáveis

Em resposta aos desafios, produtores rurais e comunidade científica têm buscado estudar e testar sistemas de manejo que resultem em menos riscos de agressão à qualidade do solo. Conforme enfatizado por Ehlers (1999), existem perspectivas da implementação de um novo paradigma na agricultura, visando à maior sustentabilidade. Neste sentido, vários sistemas alternativos de preparo ou cultivo, tais como plantio direto, agricultura orgânica, sistema agroflorestal e integração lavoura-pecuária, têm-se mostrado com grande potencial para regiões tropicais e subtropicais. Estes sistemas têm em comum duas características que se inserem perfeitamente no escopo deste capítulo, quais sejam, requerem um manejo diferenciado da fertilidade do solo e têm, como fundamento, a sustentabilidade da atividade agrícola.

Sistema Plantio Direto

Embora o manejo da fertilidade do solo em sistema plantio direto (SPD) já tenha sido abordado no capítulo XV, considera-se importante enfatizar a estreita relação entre este sistema e a sustentabilidade da atividade agrícola.

O sistema plantio direto ou semeadura na palha pode ser conceituado como um sistema de cultivo baseado na semeadura em solo não revolvido e protegido por resíduos vegetais, no qual as sementes ou mudas são colocadas em sulcos ou covas.

A introdução do SPD em uma área deve ser precedida de um diagnóstico detalhado das condições desta área, visando verificar o atendimento de alguns pré-requisitos indispensáveis para que o sistema possa ser estebelecido com sucesso e de forma permanente. Entre tais pré-requisitos, cabe destacar aqueles relacionados com o manejo do solo:

a) O terreno deve estar nivelado, sem ondulações drásticas que venham a dificultar as operações de plantio, cultivo e colheita ou exigir a mobilização do solo;

b) O solo não deve apresentar acidez elevada no horizonte superficial (saturação por bases abaixo da desejada) e estar com bom status nutricional, principalmente em termos de nutrientes com baixa mobilidade no solo e que exigiriam uma incorporação no solo (P, p.ex.);

c) Não deve haver compactação do solo, principalmente abaixo da camada arável. Tal problema deve ser solucionado antes da introdução do SPD, já que exigirá o revolvimento do solo;

d) Deve-se promover uma estratégia viável de produção de palha e manutenção de adequada cobertura da superfície do terreno; e

e) Planejamento de esquema de rotação de culturas, visando maximizar produção de palha, minimizar questões de sanidade vegetal e promover a diversificação de safras.

A ausência de mobilização do solo (ou mesmo de uma pequena mobilização), associada com a manutenção de cobertura vegetal na superfície do terreno, tem conseqüências significativas sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas, refletindo na qualidade do solo. Trata-se, portanto, de um sistema de cultivo conservacionista e que se enquadra dentro dos preceitos de uma agricultura sustentável.

A manutenção da superfície do terreno coberta com palha ou palhada representa a essência do SPD. Em termos gerais, espera-se que a palha exerça as seguintes funções:

a) Reduza as perdas de solo e água por erosão, mediante a diminuição do impacto direto das gotas de chuva sobre a superfície do solo;

b) Aumente a taxa de infiltração de água no solo, reduzindo o volume de escorrimento superficial da água (enxurrada);

c) Minimize as variações da temperatura do solo, favorecendo a atividade biológica;

d) Favoreça a reciclagem lenta e gradual dos nutrientes contidos na palha, assegurando alta e permanente atividade biológica;

e) Aumente o teor de matéria orgânica no perfil do solo.

A palha exerce tais funções; contudo, grandes variações são observadas como resultado de sua qualidade e quantidade. A formação e a manutenção da cobertura morta nos trópicos têm sido um desafio para o estabelecimento do plantio direto. Altas temperaturas associadas à adequada umidade promovem a rápida decomposição dos resíduos vegetais, principalmente quando sua relação C/N é baixa. Em regiões com clima mais ameno, como na Região Sul, os resíduos vegetais são decompostos mais lentamente e podem fornecer boa cobertura do terreno.

A experiência acumulada nos últimos anos tem evidenciado que a introdução do SPD em áreas que atendam a esses pré-requisitos e que, adicionalmente, venham sendo bem manejadas, tem sido considerada como uma alternativa de sucesso. Quando comparado com sistemas convencionais de preparo e cultivo, o SPD tem mostrado avanços

significativos em termos econômicos, sociais e ambientais (Quadro 6). Contudo, trata-se de um sistema que conta com pouca experiência acumulada e que tem apresentado algumas dificuldades ou desafios a serem enfrentados no futuro. No que se refere às regiões tropicais, as principais dificuldades registradas são: o manejo da fertilidade do solo; a produção de palha suficiente para cobrir o terreno e, talvez, dispensar o terraceamento da área; o desenvolvimento de alternativas de safrinha e, ou, de plantas de cobertura; e os problemas de segunda geração.

O manejo da fertilidade de um solo, com o mínimo de mobilização, tem sido desafio para a pesquisa, conforme já discutido no capítulo XV. Dentre os problemas não previstos na introdução do SPD numa área, chamados de segunda geração, cabe destacar a possível ocorrência de compactação superficial resultante da pressão de máquinas e implementos agrícolas sobre a superfície do terreno. Caso seja inviável uma solução de natureza vegetativa, tal situação exigirá mobilização do solo, cuja prática poderá redundar em outros desafios.

Quadro 6. Síntese dos ganhos do SPD em comparação aos sistemas convencionais de cultivo

Ganho	Até %
Redução de perdas de solo por erosão	90
Redução de uso de mão-de-obra por unidade de área	50
Redução de consumo de combustível	60
Redução da demanda de calcário e fosfatos	25
Redução de água e de energia, em áreas irrigadas	30
Redução do custo geral de produção	30

Fonte: Adaptado de Landers (2002).

Agricultura Orgânica

A agricultura orgânica (AO) ou a produção orgânica é um sistema agrícola que conta com regulamentação específica, tendo como fundamento a integração de práticas de natureza cultural, biológica e mecânica, visando maximizar a ciclagem de nutrientes, promover o balanço ecológico global e conservar a biodiversidade. Uma abordagem abrangente sobre este tema pode ser encontrada em Souza & Resende (2003).

As principais metas da AO são: manter alta produção e qualidade dos produtos e minimizar riscos para a qualidade ambiental e para a saúde humana.

Um princípio básico da AO é "alimentar o solo para alimentar as plantas", reconhecendo que a qualidade das plantas está estreitamente relacionada com a qualidade do solo. Neste sentido, as principais preocupações do manejo do solo são:

a) Buscar e assegurar um equilíbrio na disponibilidade de nutrientes;

b) Promover a mais completa reciclagem de nutrientes dos resíduos vegetais e animais;

c) Minimizar perdas de nutrientes por volatilização, lixiviação e erosão;

d) Restringir o uso de fontes de fertilizantes com potencial de causar efeitos negativos, tais como a salinização ou a acidificação;

e) Buscar melhorar, de maneira constante, a saúde do solo, envolvendo, dentre outros aspectos, a elevação do teor de matéria orgânica, a aeração, a permeabilidade e a diversidade da biota.

Em síntese, trata-se de um sistema no qual se observa uma estreita e permanente interação entre a estratégia de manejo do solo e a busca da sustentabilidade da atividade agrícola. Adicionalmente, devem-se destacar a preocupação com o planejamento de ocupação racional de toda a área disponível na propriedade, a integração das várias atividades agrícolas e a minimização dos impactos ambientais, especialmente com relação aos mananciais de água.

Sistemas Agroflorestais

Os sistemas agroflorestais (SAF) são plantios consorciados de espécies frutíferas, madeireiras, produtoras de grãos e medicinais, onde os diferentes sistemas radiculares, necessidades de luz, porte e ciclo de vida das espécies são combinados de forma a gerarem mútuo benefício (Götsch, 1995). Neste sistema, ocorrem interações ecológicas e econômicas entre os componentes do sistema (Figura 6).

Os tipos mais comuns de sistemas agroflorestais são: os consórcios agroflorestais, os sistemas silvopastoris e os sistemas de uso múltiplo da terra.

A meta final destes sistemas é o uso sustentável dos recursos naturais e socioeconômicos. Com relação ao manejo do solo e da água, os objetivos principais são:

a) Minimização do processo erosivo;

b) Manutenção ou melhoria dos atributos físicos (estado de agregação, porosidade, permeabilidade, etc);

c) Aumento do teor de matéria orgânica e da atividade biológica;

d) Incorporação de N ao solo, principalmente fixado por espécies leguminosas;

e) Aceleração da ciclagem de nutrientes, já que as árvores capturam nutrientes do subsolo, pouco acessível às plantas de ciclo anual, e

f) Melhoria na eficiência do uso de água e nutrientes, principalmente por minimização das perdas por percolação e lixiviação.

Segundo Sanchez (1995), quatro aspectos caracterizam os sistemas agroflorestais: competitividade, complexidade, lucratividade e sustentabilidade.

Quando plantas crescem próximas de outras, elas interagem de modo positivo (complementaridade) ou negativo (competição). O crucial é como manejar as interações por luz, água e nutrientes entre os componentes vivos do sistema, em benefício do empreendimento agrícola.

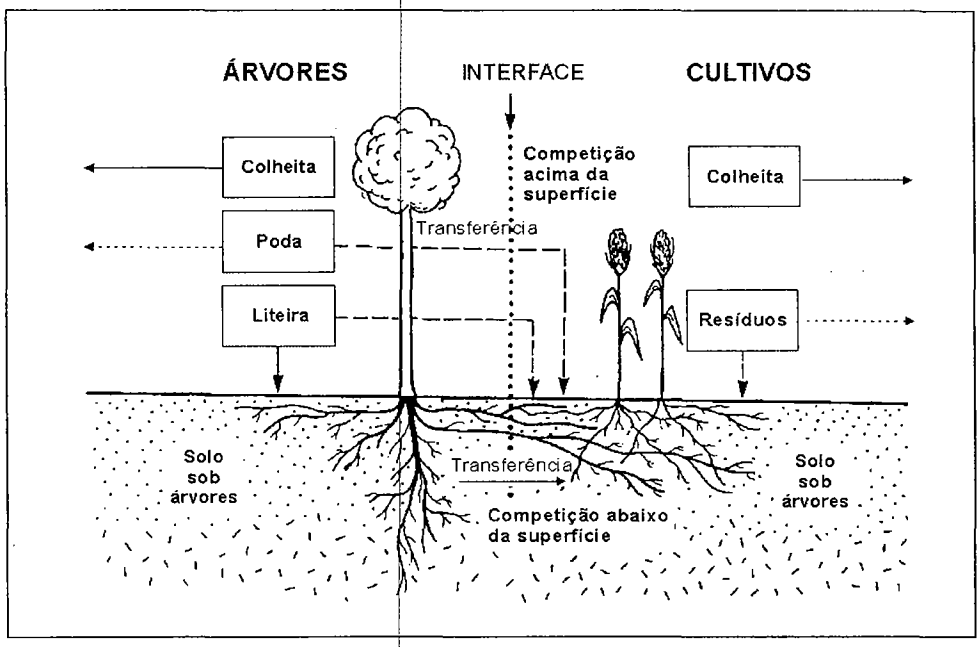


Figura 6. Aspectos gerais que caracterizam o ambiente, acima e abaixo da superfície do terreno, num sistema agroflorestal.
Fonte: Young (1997).

Além da complexidade biofísica, devem ser considerados os aspectos econômicos, ecológicos e metodológicos. A dimensão socioeconômica é complexa em virtude da variabilidade espacial e temporal, dos fatores de escala, da multiplicidade de produtos e serviços, etc. Uma agrofloresta exerce duas funções nem sempre compatíveis: a produtiva e a protetiva. Para a pesquisa, o principal desafio é desenvolver métodos simples, mas precisos e reproduzíveis, para avaliar os efeitos deste sistema, principalmente abaixo da superfície do terreno (Figura 6).

A sustentabilidade envolve aspectos econômicos e ambientais, com uma forte dimensão temporal. No que concerne ao ambiente, o SAF tem estreita relação com a conservação do solo, com o aumento da biodiversidade, com a conservação de C na terra e com a reciclagem de nutrientes.

Em síntese, apesar dos desafios, a adoção dos sistemas agroflorestais encontra-se em plena expansão no Brasil, principalmente em áreas onde predomina a agricultura familiar. Tem-se constituído, ainda, numa importante alternativa para a recomposição de áreas degradadas, resultantes do uso irracional do solo.

Integração Lavoura – Pecuária

Por razões econômicas e, ou, ambientais, a exploração isolada da lavoura ou da pecuária tem apresentado sinais de insustentabilidade, principalmente em regiões com chuvas de elevada erosividade e cobertas por solos pobres. Uma revisão recente desta questão foi apresentada por Kluthcouski et al. (2003).

Embora o alto nível tecnológico empregado na maioria das lavouras, a predominância do monocultivo, associado com algumas práticas culturais inadequadas (p. ex., excesso

de mobilização do solo), tem comprometido o crescimento da produtividade e até resultado em degradação do solo e do ambiente.

Por outro lado, as pastagens têm sido estabelecidas e exploradas de modo extensivo, com baixo nível tecnológico, principalmente no que se refere ao uso de corretivos e fertilizantes. Segundo dados da ANDA (2003), menos de três por cento dos fertilizantes consumidos no Brasil se destinam à formação e manutenção das pastagens, apesar da enorme área explorada por pastagens no País.

Como conseqüência, tem-se observado uma crescente degradação das pastagens, especialmente nas regiões tropicais, o que pode ser visualizado como um processo evolutivo de perda de vigor, de produtividade e de capacidade de recuperação do sistema.

O processo de degradação de pastagens normalmente se inicia pela perda de vigor das espécies forrageiras em virtude da não-reposição dos nutrientes (principalmente N) extraídos do solo pelas plantas e animais. Nesta fase, possivelmente apenas uma adubação de manutenção seria suficiente para manter o sistema com boa produtividade. Contudo, como a adubação de manutenção representa um custo elevado para a atividade de pecuária extensiva, tal prática, embora de reconhecida importância, tem sido pouco usada.

O baixo grau de cobertura do terreno, aliado a outros fatores limitantes, resultará na degradação da pastagem. A continuidade de atuação dos agentes deste processo redundará na diminuição da qualidade do solo, especialmente em seus atributos de natureza física (compactação, erodibilidade, etc.).

A reversão deste cenário é difícil, técnica e financeiramente. Requer, via de regra, a elevação do estado nutricional do solo, por meio da incorporação de corretivos e fertilizantes, a mobilização do solo para incorporar insumos e descompactar o solo e a introdução de nova cobertura forrageira. Várias alternativas têm sido desenvolvidas e testadas, visando ao equacionamento desta questão, dentre as quais se destaca a integração lavoura-pecuária (ILP).

Este sistema consiste em introduzir uma cultura anual (isolada ou associada a uma forrageira), após a elevação da qualidade do solo na área degradada, visando, principalmente, amortizar a maior parte dos recursos financeiros investidos. A estratégia de uso posterior da área varia de acordo com os objetivos da propriedade, sendo mais comum a rotação de lavoura e pastagem, ao longo dos anos.

Os benefícios deste sistema para a qualidade do solo são ainda pouco conhecidos, tendo em vista serem as pesquisas muito recentes no Brasil. Vilela et al. (2003) apresentaram uma síntese do conhecimento atual neste assunto, destacando os efeitos da ILP na disponibilidade de nutrientes e na dinâmica da matéria orgânica e da biota do solo. Verifica-se,por exemplo, que o monocultivo de soja por longo período reduziu o teor de MOS, enquanto o mesmo solo coberto com pastagem de braquiária resultou em aumento contínuo deste teor (Figura 7).

Em adição ao melhoramento da qualidade do solo, a ILP resulta em benefícios econômicos, sociais e ambientais. Representa, dentre outros aspectos, uma diversificação da oferta de produtos agropecuários, melhoria na distribuição de renda e redução de impactos ambientais, principalmente, como resultante da permanente cobertura da superfície do terreno.

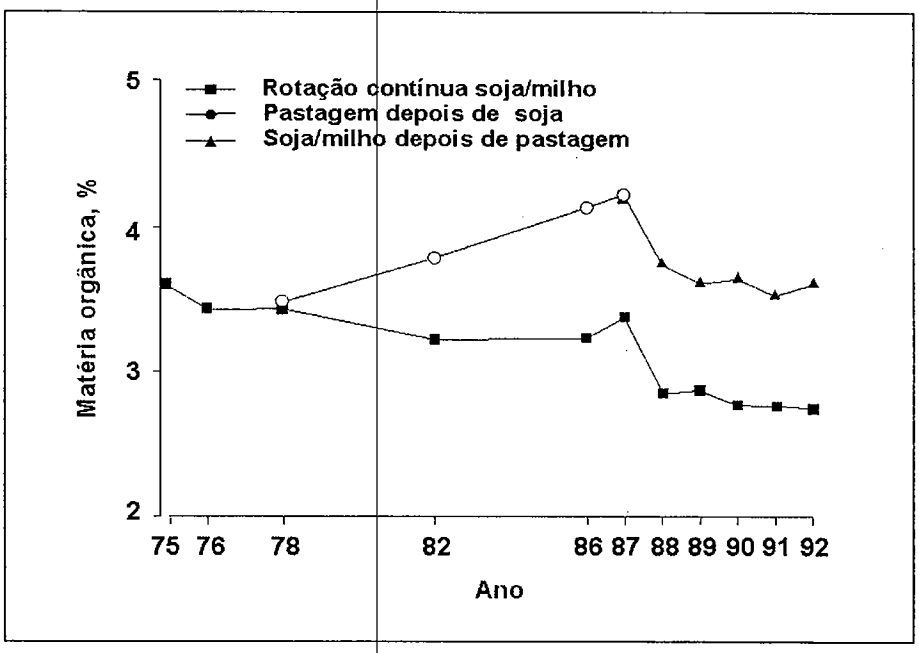


Figura 7. Dinâmica da matéria do solo na camada de 0–20 cm de profundidade em dois sistemas de rotação de culturas em um Latossolo Vermelho-Amarelo textura argilosa.
Fonte: Sousa & Lobato (2002).

Em nível mais amplo, a integração lavoura-pecuária proporcionará um uso mais intensivo e racional das terras atualmente ocupadas pela atividade agrícola, diminuindo a pressão de demanda pela incorporação de novas áreas ao processo produtivo agrícola.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os solos de regiões tropicais e subtropicais apresentam limitações, mormente relacionadas com o elevado grau de intemperização, mas têm mostrado alto potencial agrícola mediante o uso de técnicas adequadas. Contudo, elevadas temperaturas e intensidades de chuva são fatores que afetam a qualidade do solo. Um ambiente quente e úmido provoca uma rápida decomposição de resíduos orgânicos, e a alta capacidade erosiva da chuva requer uma contínua e permanente atenção no que diz respeito à proteção do solo. Assim, o uso sustentável desses solos depende crucialmente do manejo da MOS e da manutenção permanente de cobertura vegetativa sobre o terreno. Tais quesitos são obrigatórios no desenvolvimento de técnicas para uma agricultura sustentável.

A adoção de processos para manter ou melhorar a qualidade do solo deve merecer maior concentração de esforços da pesquisa e da transferência de tecnologia. Sistemas de produção agrícola de regiões tropicais e subtropicais têm todo o potencial para manter ou melhorar a qualidade do solo, desde que contemplem a baixa mobilização do solo e a presença contínua de plantas, preferencialmente de espécies diferentes.

Os sistemas agrícolas discutidos anteriormente têm, como estratégia, o atendimento desses pré-requisitos. Atualmente, observa-se um rápido avanço desses sistemas para as regiões tropicais, principalmente do sistema plantio direto, os quais estão contribuindo para uma recuperação e, ou, incremento da qualidade do solo. O clima favorável à produção vegetal durante todo o ano tem-se constituído fator importante para a agricultura cumprir o papel de produzir alimentos e fibras de forma sustentável.

A agricultura é uma atividade socioeconômica complexa resultante da interação de muitos fatores, internos e externos, da propriedade rural. Fundamenta-se no uso de recursos naturais, tais como o solo e a água, recursos de natureza limitada e cuja degradação nem sempre é reversível. Exerce, assim, uma pressão sobre a base natural da economia, similar à das atividades de industrialização e urbanização.

O crescimento da atividade agrícola e a conservação ambiental têm sido freqüentemente considerados objetivos antagônicos. Embora a expansão da agricultura cause desequilíbrio em biomas naturais, um novo equilíbrio pode ser alcançado com o uso de práticas que respeitem a capacidade de recomposição destes recursos. Assim, a questão ambiental não deve ser necessariamente entendida dentro dessa contradição, mas, sim, dentro de um contexto que envolva um equilíbrio, conciliando as diversas vertentes do desenvolvimento sustentável. O atingimento desse equilíbrio constitui permanente desafio.

LITERATURA CITADA

ACCIOLY, A.M.A. & SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. In. NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H. & SCHAEFER, C.E.G.R., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2000. v.1. p.299-352.

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W.J. & LACERDA, M.P.C. Qualidade de um solo sob diferentes uso e sob cerrado nativo. R. Bras. Ci. Solo, 2007. no prelo.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS - ANDA. Anuário Estatístico do Setor de Fertilizantes, ano de 2002. São Paulo, 2003. 158p.

BETTIOL, W. & CAMARGO, O.A. Impacto ambiental do uso do lodo de esgoto. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.

BISSANI, C.A.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J. & CAMARGO, F.A.O., eds. Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas. Porto Alegre, Gênesis, 2004. 328p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Agricultura sustentável: Subsídios à elaboração da Agenda 21 brasileira. Brasília, 2000b. 190p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Gestão dos Recursos Naturais: Subsídios à elaboração da Agenda 21 brasileira. Brasília, 2000a. 200p.